

JOÃO CARLOS DE CASTRO SILVA

**AVALIAÇÃO DE UM FOTORREATOR SIMPLIFICADO DE RADIAÇÃO UV
UTILIZADO NA INATIVAÇÃO DE COLIFORMES E OVOS DE HELMINTOS EM
ESGOTOS TRATADOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Orientador: Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo

S586a

Silva, João Carlos de Castro.

Avaliação de um fotorreator simplificado de radiação UV utilizado na inativação de coliformes e ovos de helmintos em esgotos tratados [recurso eletrônico / João Carlos de Castro Silva. – 2002.

1 recurso online (104 f. : il., color.) : pdf.

Orientador: Carlos Augusto de Lemos Chernicharo.

Dissertação (mestrado) Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 100-104.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Radiação ultravioleta - Teses. 4. Microrganismos - Teses. 5. Reator UASB - Teses. 6. Ascaris lumbricoides - Teses. 7. Escherichia coli - Teses. I. Chernicharo, Carlos Augusto Lemos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)

Ficha catalográfica elaborada pela Bibliotecária Roseli Alves de Oliveira CRB/6 2121
Biblioteca Prof. Mário Werneck, Escola de Engenharia da UFMG

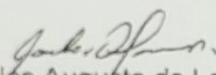
“Avaliação de um Fotorreator Simplificado de Radiação UV Utilizado na Inativação de Coliformes e Ovos de Helmintos em Esgotos Tratados”

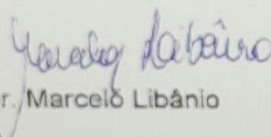
João Carlos de Castro Silva

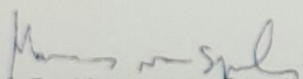
Dissertação de Mestrado submetida à banca examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do Grau de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Área de Concentração: Saneamento

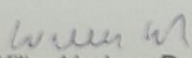
Aprovada em 07 de março de 2002.

Por:


Prof. Dr. Carlos Augusto de Lemos Chernicharo


Prof. Dr. Marcelo Libânio


Prof. Dr. Marcos von Sperling


Prof. Dr. Willer Hudson Pos

POSSIBILIDADES

“ Cultiva a paciência sem esmorecer.

Por maiores as dificuldades para a execução das tarefas que te cabem, trabalha e espera.

Não te rendas ao desânimo e insiste no bem.

Guardas contigo a possibilidade do limite, mas Deus tem a possibilidade do impossível.”

EMMANUEL

PRODUTIVIDADE

“ Só existem dois dias no ano em que nada pode ser feito:

um se chama ONTEM e o outro AMANHÃ.”

SUA SANTIDADE O DALAI LAMA

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho aos meus pais, Yara e João, que me educaram com o pensamento humanista, e a minha filha Marcela.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que contribuíram para a realização deste trabalho:

Ao meu orientador, Prof. Carlos Chernicharo, pelo apoio, paciência, confiança e a preciosa palavra amiga nos momentos mais difíceis deste trabalho.

Aos professores do DESA e DEHR da Escola de Engenharia da UFMG, em especial, aos Professores Eduardo Von Sperling, Léo Heller, Marcos Von Sperling e Mauro Naghettini, pelo incentivo e contribuição.

Aos técnicos do laboratório Jussara, Lucy e Jacson Lauffer, responsáveis pelas análises físico- químicas e testes actinométricos.

As minhas amigas Adriana Zerbini e Valéria Godinho, pelo trabalho incansável nas análises de Coliformes, *Escheríchia coli* e ovos de helmintos.

Aos meus colegas do Laboratório de Instalações Piloto (LIP), Mauro Nascimento, Ludmila, Marco Túlio, Paulo e Bruno, pela cooperação e companheirismo.

Aos Engenheiros do GGSAN – Grupo Gerencial de Saneamento de Belo Horizonte, Míriam Monteiro Henriques e Eulo Sérgio Beggiato pela inestimável cooperação.

Ao Engenheiro Roberto Filgueiras pela amizade compartilhada em todos os momentos.

A Yara Malta e Reginaldo Souza, secretários do Programa de Pós-Graduação e PROSAB, respectivamente, pelo apoio e convivência.

A COPASA – Companhia de Saneamento Básico do Estado de Minas Gerais, pela manutenção da elevatória de esgotos.

A FINEP, pelo financiamento do programa de pesquisa em saneamento básico - PROSAB.

Enfim, a todos os meus colegas e amigos do Programa de Pós- Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos que, de alguma forma, contribuíram para este trabalho.

RESUMO

Esta pesquisa avaliou a aplicabilidade de um fotorreator simplificado de radiação ultravioleta, para a inativação de coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de *Ascaris lumbricoides*, presentes em efluentes de um reator UASB e de um Filtro Biológico Percolador. O fotorreator, com volume de 2,2 L e confeccionado com tubo de PVC diâmetro de 100 mm, foi equipado com uma lâmpada imersa, de baixa pressão de mercúrio, com potência de 15 W. O fotorreator foi testado para a desinfecção de efluentes de um filtro biológico percolador e de um reator UASB, ambos alimentados com esgoto doméstico proveniente do interceptor de esgotos do ribeirão Arrudas, na cidade de Belo Horizonte. Os resultados obtidos demonstraram a aplicabilidade dos fotorreatores para a desinfecção de esgotos tratados, tendo sido observadas elevadas eficiências médias de inativação de coliformes totais e de *E. coli*, na faixa entre 4 e 5 unidades logarítmicas, para doses variando entre 13,6 e 102,43 mW.s/cm². A exposição à radiação ultravioleta afetou, significativamente, o desenvolvimento dos ovos de *Ascaris*, sendo que os melhores resultados foram obtidos para doses entre 13,6 e 20,3 mW.s/cm², quando apenas cerca de 10% dos ovos completaram o desenvolvimento até a etapa de larva. Os resultados obtidos mostram a aplicabilidade da radiação ultravioleta como pós-tratamento de sistemas UASB/Filtro Biológico.

Palavras-chave: desinfecção por radiação ultra violeta; microrganismos indicadores; uasb - upflow anaerobic sludge blanket; filtro biológico percolador.

ABSTRACT

This research evaluated the applicability of a simplified ultraviolet radiation photoreactor, for the inactivation of total coliforms, *Escherichia coli* and *Ascaris lumbricoides* eggs, present in effluents from a UASB reactor and a Biological Percolator Filter. The photoreactor, with a volume of 2.2 L and made of PVC pipe with a diameter of 100 mm, was equipped with an immersed lamp, with low mercury pressure, with a power of 15 W. The photoreactor was tested for the disinfection of wastewater a biological percolating filter and a UASB reactor, both fed with domestic sewage from the sewage interceptor of the Arrudas stream, in the city of Belo Horizonte. The results obtained demonstrated the applicability of photoreactors for the disinfection of treated sewage, with high average inactivation efficiencies of total coliforms and *E. coli* being observed, in the range between 4 and 5 logarithmic units, for doses ranging between 13.6 and 102.43 mW.s/cm². Exposure to ultraviolet radiation significantly affected the development of *Ascaris* eggs, with the best results being obtained for doses between 13.6 and 20.3 mW.s/cm², when only around 10% of the eggs completed development until the larval stage. The results obtained show the applicability of ultraviolet radiation as post-treatment of UASB/Biological Filter systems.

Keywords: ultraviolet radiation disinfection; indicator microorganisms; uasb - upflow anaerobic sludge blanket reactor; biological percolator filter.

Sumário

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	20
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	22
3.1	REATORES UASB	22
3.2	FILTROS BIOLÓGICOS PERCOLADORES (FBP)	24
3.3	MICROORGANISMOS DE INTERESSE SANITÁRIO	25
3.3.1	<i>Bactérias</i>	25
3.3.2	<i>Protozoários</i>	25
3.3.3	<i>Vírus</i>	26
3.3.4	<i>Helmintos</i>	26
3.3.5	<i>Ascaris lumbricoides</i>	27
3.4	DESINFECÇÃO	28
3.4.1	<i>Considerações iniciais</i>	28
3.4.2	<i>Necessidade da desinfecção</i>	29
3.4.3	<i>Aspectos cinéticos da desinfecção</i>	30
3.5	DESINFECÇÃO COM RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA	33
3.5.1	<i>Breve histórico</i>	33
3.5.2	<i>Radiação ultravioleta</i>	34
3.5.3	<i>Mecanismo da inativação por radiação ultravioleta</i>	35
3.5.4	<i>Fontes de radiação UV</i>	37
3.5.5	<i>Tipos de fotorreatores</i>	39
3.5.6	<i>Aspectos cinéticos da desinfecção com radiação UV</i>	41
3.5.7	<i>Eficácia da radiação UV</i>	43
3.5.8	<i>Actinometria</i>	44
3.5.9	<i>Fotorreativação</i>	45
3.5.10	<i>Recuperação no escuro (“dark repair”)</i>	46
3.5.11	<i>Fatores que interferem na desinfecção por UV</i>	46
	Efeitos na desinfecção UV	47
4	MATERIAL E MÉTODOS	49
4.1	DESCRIÇÃO GERAL	49
4.2	ELEVATÓRIA DE ESGOTO BRUTO	52
4.3	TRATAMENTO PRELIMINAR	52
4.4	REATOR UASB	54
4.5	FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR (FBP)	55
4.6	DECANTADOR SECUNDÁRIO	56
4.7	FOTORREATOR DE RADIAÇÃO UV	57
4.7.1	<i>Características construtivas</i>	57
4.7.2	<i>Características operacionais</i>	58
4.8	ETAPAS E FASES OPERACIONAIS	61
4.8.1	<i>Etapa 1</i>	61
4.8.2	<i>Etapa 2</i>	61
4.8.3	<i>Etapa 3</i>	62
4.9	MONITORAMENTO DA PLANTA PILOTO	62
4.10	ANÁLISES DE ASCARIS LUMBRICOIDES	63
4.10.1	<i>Preliminares</i>	63
4.10.2	<i>Processamento das amostras</i>	64
4.11	DETERMINAÇÃO DA DOSE DE RADIAÇÃO UV	67
4.12	DETERMINAÇÃO DA PROFUNDIDADE MÉDIA DA LÂMINA	68
4.13	ROTEIRO PARA O TESTE ACTINOMÉTRICO	70
4.14	CONSTRUÇÃO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO	71
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	73

5.1	PRELIMINARES	73
5.2	DOSE DE RADIAÇÃO UV.....	73
5.3	RESULTADOS DA ETAPA 1 (FOTORREATOR APÓS FBP).....	75
5.3.1	<i>Considerações preliminares</i>	75
5.3.2	<i>Inativação de coliformes totais</i>	75
5.3.3	<i>Inativação de Escherichia coli</i>	81
5.4	RESULTADOS DA ETAPA 2 (FOTORREATOR APÓS REATOR UASB).....	88
5.4.1	<i>Considerações preliminares</i>	88
5.4.2	<i>Inativação de coliformes totais</i>	89
5.4.3	<i>Inativação de Escherichia coli</i>	92
5.5	RESULTADOS DA ETAPA 3 (FOTORREATOR PÓS FBP)	96
6	CONCLUSÕES	99
7	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	101

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1.1 - Taxa de crescimento anual de Belo Horizonte e dos municípios da Região Metropolitana	16
FIGURA 3.1 - Corte esquemático de um Reator UASB	23
FIGURA 3.2 - Esquema de funcionamento de um filtro biológico	24
FIGURA 3.3 - Espectro eletromagnético	35
FIGURA 3.4 - Espectro eletromagnético	36
FIGURA 3.5 - Lâmpada UV de baixa pressão.....	39
FIGURA 3.6 - Tipos de fotorreatores	39
FIGURA 3.7 - Fotorreatores em canal aberto	40
FIGURA 4.1 - Fluxograma do aparato experimental	49
FIGURA 4.2 - Vista aérea do Laboratório de Instalações Piloto, ponto de coleta, EEUFMG e Ribeirão Arrudas	50
FIGURA 4.3 - Bacia do Ribeirão Arrudas	51
FIGURA 4.4 - Diagrama esquemático do bombeamento de esgoto para o laboratório	52
FIGURA 4.6 - Reator UASB em escala piloto.....	54
FIGURA 4.7 - Esquema do filtro biológico percolador	55
FIGURA 4.8 - Vista do Filtro Biológico Percolador e Decantador Externo	57
FIGURA 4.9 - Vista externa (a) e superior (b) do Fotorreator	59
FIGURA 4.10 - Configuração e elementos do fotorreator	60
FIGURA 4.11 - Caixa de 100 L recebendo esgoto do FBP e efluente do FBP inoculado com ovos de <i>Ascaris</i>	63
FIGURA 4.12 - Remoção do sobrenadante após o período de sedimentação	66
(procedimentos “a” e “b”)	66
FIGURA 4.13 - Concentração da amostra por centrifugação.....	66
(procedimentos “d” e “g”).....	66
FIGURA 4.14 - Adição de Cloreto de Sódio para clareamento da amostra	66
(procedimento “e”).....	66
FIGURA 4.15 - Homogeneização da amostra com Vortex	66
(procedimento “f”)	66
FIGURA 4.16 - Filtração do sobrenadante.....	66
(procedimento “j”)	66
FIGURA 4.27 - Membrana de 47 mm e 0,45 μ de porosidade contendo os ovos.....	66
FIGURA 5.1 Curva de calibração de Fe^2	73
Fig. 5.2 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	77
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s)	77
Fig.5.3 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	77
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s)	77
Fig. 5.4 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	77
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s)	77
Fig. 5.5 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR	77
(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s)	77
Fig. 5.6 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	77
(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s)	77
Fig. 5.7 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	77
(Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s)	77
Fig. 5.8 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais	78
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s)	78
Fig. 5.9 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais	78
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s)	78
Fig. 5.10 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais	78
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s)	78
Fig. 5.11 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais	78
(Fase 1 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s)	78
Fig. 5.12 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais	79
(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s)	79
Fig. 5.13 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais	79
(Fase 5 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s)	79
Fig. 5.14– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas	80
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s)	80
Fig. 5.15– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas	80

(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	80
Fig. 5.16– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas.....	80
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s).....	80
Fig. 5.17– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas.....	80
(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	80
Fig. 5.18– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas.....	80
(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	80
Fig. 5.19– Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	80
(Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s).....	80
Fig. 5.20 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	83
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	83
Fig. 5.21 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	83
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	83
Fig. 5.22 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	83
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s).....	83
Fig. 5.23 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	83
(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	83
Fig. 5.24 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	83
(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	83
Fig. 5.25 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	83
(Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s).....	83
Fig. 5.26 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	84
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	84
Fig. 5.27 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	84
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	84
Fig. 5.28 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	84
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s).....	84
Fig. 5.29 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	84
(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	84
Fig. 5.30 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	84
(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	84
Fig. 5.31 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	84
(Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s).....	84
Fig. 5.32– Distribuição percentual das concentrações de <i>E. coli</i>	85
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	85
Fig. 5.33– Distribuição percentual das concentrações de <i>E. coli</i>	85
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	85
Fig. 5.34 – Distribuição percentual das concentrações de <i>E. coli</i>	86
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s).....	86
Fig. 5.35 – Distribuição percentual das concentrações de <i>E. coli</i>	86
(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	86
Fig. 5.36 – Distribuição percentual das concentrações de <i>E. coli</i>	86
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	86
Fig. 5.37 – Distribuição percentual das concentrações de <i>E. coli</i>	86
(Fase 3 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s).....	86
Fig. 5.38 – Frequência de inativação de <i>E. coli</i> em unidades logarítmicas.....	87
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	87
Fig. 5.39 – Frequência de inativação de <i>E. coli</i> em unidades logarítmicas.....	87
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm ² - θ_h = 300 s).....	87
Fig. 5.40 – Frequência de inativação de <i>E. coli</i> em unidades logarítmicas.....	87
(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm ² - θ_h = 150 s).....	87
Fig. 5.41 – Frequência de inativação de <i>E. coli</i> em unidades logarítmicas.....	87
(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	87
Fig. 5.42 – Frequência de inativação de <i>E. coli</i> em unidades logarítmicas.....	87
(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	87
Fig. 5.43 – Frequência de inativação de <i>E. coli</i> em unidades logarítmicas.....	87
(Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm ² - θ_h = 20 s).....	87
Fig. 5.44 – Correlação entre doses e eficiências de inativação de <i>E. coli</i> no efluente do FBP.....	88
Fig. 5.45 – Concentrações de Colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	90

(Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm ² - θ_h = 120 s)	90
Fig. 5.46– Concentrações de Colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	90
(Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	90
Fig. 5.47 – Concentrações de Colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	90
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	90
Fig. 5.48 – Distribuição percentual das concentrações de Coliformes totais.....	91
(Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm ² - θ_h = 120 s).....	91
Fig. 5.49– Distribuição percentual das concentrações de Coliformes totais	91
(Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	91
Fig. 5.50 – Distribuição percentual das concentrações de Coliformes totais.....	91
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	91
Fig. 5.51 – Frequência de inativação de Coliformes totais em unidades logarítmicas	92
(Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm ² - θ_h = 120 s).....	92
Fig. 5.52 – Frequência de inativação de Coliformes totais em unidades logarítmicas	92
(Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	92
Fig. 5.53 - Frequência de inativação de Coliformes totais em unidades logarítmicas.....	92
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	92
Fig. 5.54 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR.....	93
(Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm ² - θ_h = 120 s).....	93
Fig. 5.55 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR	93
(Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	93
Fig. 5.56 – Concentrações de <i>E. coli</i> no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR	94
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	94
Fig. 5.57 – Distribuição percentual das concentrações de <i>Escherichia coli</i>	94
(Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm ² - θ_h = 120 s).....	94
Fig. 5.58 – Distribuição percentual das concentrações de <i>Escherichia coli</i>	94
(Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	94
Fig. 5.59 Distribuição percentual das concentrações de <i>Escherichia coli</i>	95
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	95
Fig. 5.60 – Frequência de inativação de <i>Escherichia coli</i> em unidades logarítmicas	95
(Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm ² - θ_h = 120 s).....	95
Fig. 5.61 – Frequência de inativação de <i>Escherichia coli</i> em unidades logarítmicas	95
(Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm ² - θ_h = 60 s).....	95
Fig. 5.62 - Frequência de inativação de <i>Escherichia coli</i> em unidades logarítmicas.....	96
(Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm ² - θ_h = 40 s).....	96
FIGURA 5.63 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de <i>Ascaris</i> no Controle, após 28 dias de incubação	97
FIGURA 5.64 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de <i>Ascaris</i> da Caixa de alimentação (afluente FR), após 28 dias de incubação.....	97
FIGURA 5.65 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de <i>Ascaris</i> expostos a 20 s de radiação UV, após 28 dias de incubação	97
FIGURA 5.66 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de <i>Ascaris</i> expostos a 40 s de radiação UV, após 28 dias de incubação	97
FIGURA 5.67 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de <i>Ascaris</i> expostos a 60 s de radiação UV, após 28 dias de incubação	98
FIGURA 5.68 – Percentagem de viabilidade dos ovos de <i>Ascaris</i> , após 28 dias de incubação (no controle, na caixa de alimentação e no efluente do FR após 20, 40 e 60 s de exposição à radiação UV)	98
FIGURA 5.69 - Estágio de larva.....	98
FIGURA 5.70 – Eclusão da larva.....	98

LISTA DE TABELAS

TABELA 1.1 Ocorrências típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em esgotos brutos	15
TABELA 1.2 – Padrões de qualidade microbiológica de águas de consumo humano e de corpos d’água	17
TABELA 3.1 Vantagens e desvantagens dos reatores UASB	23
TABELA 3.2 - Fatores a serem considerados na desinfecção.....	30
TABELA 3.3 - Características técnicas de lâmpadas UV de baixa pressão	38
TABELA 3.4 – Doses inativantes e constantes de inativação de alguns microrganismos irradiados com ultravioleta	43
TABELA 3.5 - Características que afetam a performance da desinfecção UV	47
TABELA 4.1- Características das unidades que compõem o tratamento preliminar	53
TABELA 4.2 - Características principais do reator UASB	54
TABELA 4.3 – Características do filtro biológico percolador	56
TABELA 4.4 – Características do decantador	56
TABELA 4.5 - Principais características do fotoreator	59
TABELA 4.6 – Principais características da Etapa 1	61
TABELA 4.7 – Principais características da Etapa 2	62
TABELA 4.8 – Principais características da Etapa 3	62
TABELA 4.9 – Testes actnométricos.....	71
TABELA 5.1 – Dose por unidade de volume	74
TABELA 5.3 - Estatística básica dos resultados de coliformes totais.....	76
TABELA 5.4 - Estatística básica dos resultados de <i>Escherichia coli</i>	81
TABELA 5.5 - Estatística básica dos resultados de coliformes totais.....	89

LISTA DE ABREVIATURAS

CETESB	<i>Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental</i>
CNPq	<i>Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico</i>
COPASA MG	<i>Companhia de Saneamento de Minas Gerais</i>
CT	<i>Coliformes totais</i>
DESA	<i>Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental</i>
DNA	<i>Ácido Desoxirribonucleico</i>
EC	<i>Escheríchia coli</i>
FBP	<i>Filtro Biológico Percolador</i>
FAPEMIG	<i>Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais</i>
FINEP	<i>Agência de Financiamento Nacional de Estudos e Projetos</i>
GGSAN	<i>Grupo Gerencial de Saneamento da Prefeitura de Belo Horizonte</i>
IBGE	<i>Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística</i>
L/s	<i>Litros por segundo (unidade de vazão)</i>
LIP	<i>Laboratório de Instalações Piloto</i>
mg/L	<i>Miligramas por litro</i>
nm	<i>Nanômetro (unidade de comprimento: $1 \text{ nm} = 1 \times 10^9 \text{ m}$)</i>
PROSAB	<i>Programa de Pesquisas em Saneamento Básico</i>
RNA	<i>Ácido Ribonucleico</i>
UFMG	<i>Universidade Federal de Minas Gerais</i>
UV	<i>Ultravioleta</i>
UASB	<i>Reator Anaeróbio de Manta de Lodo</i>
W	<i>Watt (unidade de potência: $1 \text{ W} = 1,36 \times 10^{-3} \text{ CV}$)</i>

INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

A Resolução N° 1 do CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente, de 23 de janeiro de 1986, no seu Art. 1º, considera impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e as qualidades dos recursos ambientais.

Já, José de Ávila Aguiar Coimbra em "O outro lado do meio ambiente" (CETESB, 1985), define o meio ambiente como sendo “o conjunto dos elementos físico-químicos, ecossistemas naturais e sociais em que se insere o Homem, individual e socialmente, num processo de interação que atenda ao desenvolvimento das atividades humanas, à preservação dos recursos naturais e das características essenciais do entorno, dentro de padrões de qualidade definidos.”

Para além destes aspectos conceituais gerais, salienta-se que o saneamento básico deve ser entendido, em seu sentido mais amplo, como o conjunto de ações e intervenções que promovam melhorias concretas nas condições de higiene e saúde da população. Diferentes agências internacionais apontam para a fragilidade dos sistemas de água para consumo humano, e sugerem estudos e pesquisas na busca de métodos alternativos, mais eficientes para o tratamento de águas.

Nos países em desenvolvimento, e especificamente no Brasil, os esgotos domésticos se configuram como um dos mais graves problemas ambientais urbanos da atualidade. As cidades brasileiras, em sua grande maioria, são abastecidas por mananciais superficiais e os esgotos gerados são despejados “in natura” no solo e nos cursos d’água receptores.

Na região sudeste, apenas 10% dos esgotos coletados são tratados e 80% dos esgotos domésticos são despejados nos rios, correspondendo a 18 milhões de m³/dia (RIBEIRO,1998). As doenças infecciosas e parasitárias têm uma relação de causa direta com a ausência de saneamento e a consequente insalubridade do ambiente com a presença de agentes patogênicos, conforme pode-se depreender a partir das ocorrências típicas de microrganismos nos esgotos não tratados (Ver TABELA 1.1).

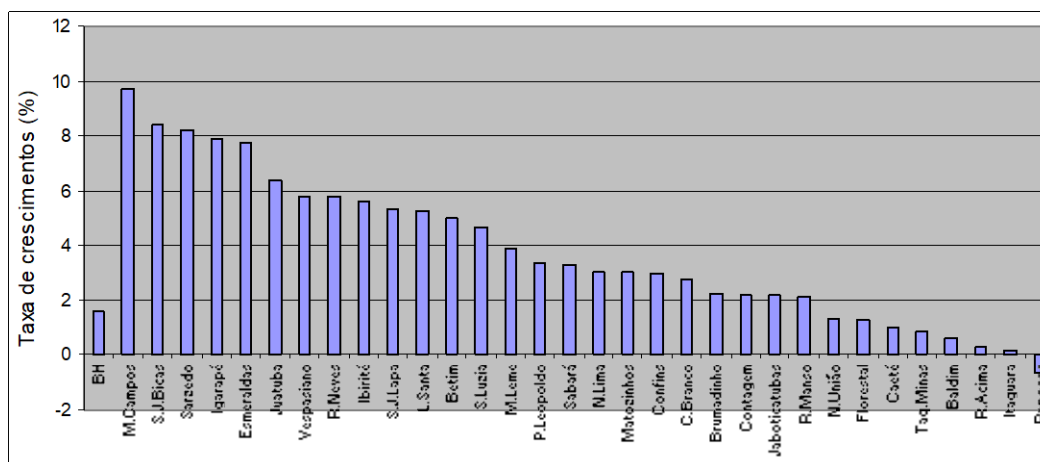
TABELA 1.1 Ocorrências típicas de microrganismos patogênicos e microrganismos indicadores em esgotos brutos

Microrganismo	Contribuição per capita (org/hab.d)	Concentração (org/100 ml)
Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^9
Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^5 a 10^8
Estreptococos fecais	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
Cistos de protozoários	$< 10^6$	$< 10^3$
Ovos de helmintos	$< 10^6$	$< 10^3$
Vírus	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (1995) e ARCEIVALA (1981)

As doenças veiculadas por meio hídrico respondem por cerca de 65 % das internações pediátricas e por aproximadamente 80 % das consultas de crianças (RIBEIRO, 1998). A OMS – Organização Mundial da Saúde – estima que 25% de todos os leitos hospitalares do mundo estão ocupados por pessoas com doenças veiculadas pela água (LIMA & KOLLNBERGER, 1999) e que para cada 4 dólares investidos em saneamento, deixa de ser necessário investir 10 dólares em saúde corretiva (RIBEIRO, 1998). Dentre as doenças de veiculação hídricas, destacam-se as diarreias e disenterias (criptosporidiose, diarreia por *Escherichia coli*, diarreia por rotavírus, salmonelose, disenteria bacilar, giardíase, cólera, disenteria amebiana, enterite campylobacteriana), as febres tifoide e paratifoide, a poliomielite, a hepatite A, a leptospirose, a ascaridíase e a tricuriase (HELLER, 1997).

Nas últimas cinco décadas, o Brasil sofreu um processo de urbanização acelerada. Atualmente, mais de 80% da população vive em cidades, sendo que 60% em regiões metropolitanas. As periferias das grandes cidades brasileiras destacam-se entre as áreas com maior crescimento populacional (Ver FIGURA 1.1), e com os maiores problemas relacionados à falta de saneamento básico. O aumento da densidade populacional faz crescer, significativamente, a probabilidade do contato humano com águas residuárias que são descartadas no meio ambiente. No Brasil urbano, a coleta e o retorno ao meio ambiente das águas servidas de forma adequada é uma questão fundamental a ser resolvida pelos poderes públicos constituídos. “As medidas de Saneamento se tornam tanto mais importantes quanto maior a densidade humana, e as soluções dependem da compreensão dos problemas” (CYNAMON, 1975).



Fonte: IBGE - Censo Demográfico 2000

FIGURA 1.1 - Taxa de crescimento anual de Belo Horizonte e dos municípios da Região Metropolitana

Nesse contexto, com os recursos hídricos escassos, onde a proteção dos mananciais, quer seja para abastecimento público, quer seja para a utilização de águas servidas não tratadas na irrigação, a remoção ou eliminação de microrganismos patogênicos deve ser considerada nos sistemas de tratamento de esgotos. Ou seja, o tratamento de esgoto deve ter como meta não apenas a redução da concentração dos sólidos em suspensão e da matéria orgânica biodegradável, mas também dos nutrientes como fósforo e nitrogênio, e dos organismos patogênicos (VAN HAANDEL, 1999).

Nos últimos anos, o tratamento de águas servidas, em nível secundário, pelo processo anaeróbio, principalmente através dos reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB), tem tido grande aceitação. Os reatores UASB se destacam pela eficiência na remoção da matéria orgânica carbonácea, pequena produção de sólidos, baixa demanda de área, simplicidade operacional e baixo custo (CHERNICHARO, 1997).

Os filtros biológicos percoladores, também utilizados para o tratamento de águas servidas, em nível secundário, são sistemas de tratamento de esgotos por via aeróbia que, associados ao processo anaeróbio, podem produzir um efluente final mais clarificado, com baixas concentrações de matéria orgânica e de sólidos em suspensão, e que atenda os padrões de lançamento estabelecidos pela legislação. No entanto, são ineficientes na remoção dos indicadores microbiológicos e de ovos de helmintos, e, portanto, não possibilitam o atendimento aos padrões de qualidade microbiológica requerido para os corpos d'água (Ver TABELA 1.2)

TABELA 1.2 – Padrões de qualidade microbiológica de águas de consumo humano e de corpos d'água

Parâmetro	Padrão de potabilidade ^(a)	Padrão para corpo d'água ^(b)			
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Coliformes totais ^(c)	Consultar padrão	1.000	5.000	2.000	-
Coliformes fecais ^(c)	Ausentes	200	1.000	4.000	-

(a) De acordo com a Portaria no 36, 19/01/1990, do Ministério da Saúde

(b) De acordo com a Resolução CONAMA no 20, 18/06/1986

(c) Org / 100 mL

Também a utilização de efluentes de reatores UASB e de filtros biológicos para fins agrícolas fica comprometida, conforme diretrizes da OMS que preconizam, para a irrigação irrestrita, valores máximos de 1000 coliformes fecais/100 mL e 1 ovo de helminto/L. Em função das concentrações médias de coliformes totais e de coliformes fecais no esgoto bruto (Ver TABELA 1.1), são necessárias eficiências de remoção na faixa de 99,9 a 99,99 % (3 a 4 unidades logarítmicas).

Para maior segurança ao meio ambiente, o ideal é fazer uso da desinfecção nos sistemas de tratamento de efluentes. A desinfecção pode ser feita utilizando agentes químicos (cloro, iodo, permanganato de potássio, ozônio) ou agentes físicos (radiação ultravioleta, temperatura).

Diferente dos métodos de desinfecção que utilizam produtos químicos ou que necessitam de maiores áreas de instalação, a radiação ultravioleta não adiciona produtos ao esgoto. Sendo assim, não há residual desinfetante e a ação da radiação só é efetiva enquanto a fonte de radiação UV estiver ligada e o líquido estiver passando pelo sistema de desinfecção. Essa característica constitui uma das principais vantagens no caso da desinfecção de esgotos, pois reduz-se a potencialidade de formação de subprodutos. Entretanto, representa limitação para desinfecção de água pois, em caso de contaminação na rede de distribuição, não há como garantir a inativação dos microrganismos, como ocorre com a desinfecção com cloro, que mantém residual desinfetante. Todavia, é vantajosa para a particularidade do esgoto sanitário, pois não há necessidade de remoção de residual que estaria causando impacto negativo à biota do corpo d'água receptor. Um problema real associado ao uso de fotorreatores de radiação UV no tratamento de esgoto é a baixa penetração da luz, devido ao alto teor de material orgânico particulado, o que acarreta um comprometimento da eficiência deste processo.

Tal problema tem sido apontado como o mais forte argumento contra a implantação e uso da radiação ultravioleta no tratamento destes efluentes. Entretanto, o recente desenvolvimento de novas tecnologias para o tratamento de esgotos tem resultado em substancial diminuição de resíduos orgânicos contidos nos efluentes, potencializando o uso de fotorreatores para a melhoria da qualidade microbiológica de esgotos tratados.

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Esse trabalho tem por objetivo precípua avaliar a eficiência da radiação ultravioleta, na inativação de microrganismos indicadores de contaminação (coliformes totais e *Escherichia coli*) e de ovos de *Ascaris lumbricoides*, presentes em efluentes de um reator UASB e de um Filtro Biológico Percolador, tratando esgotos sanitários da cidade de Belo Horizonte.

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolvimento de um fotorreator simplificado de radiação UV para desinfecção de esgotos tratados.
- Avaliar a eficiência do fotorreator na inativação de coliformes totais e *Escherichia coli*, presentes em efluentes de um reator UASB.
- Avaliar a eficiência do fotorreator na inativação de coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de *Ascaris lumbricoides* presentes em efluentes de filtro biológico percolador.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 *Reatores UASB*

O Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e manta de lodo (reator UASB) foi desenvolvido na década de 1970, na Universidade de Wageningen, pelo professor Gatzke Lettinga, visando ao tratamento de efluentes industriais (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). O reator UASB é constituído basicamente por um tanque em cuja parte superior são acoplados um decantador e um defletor de gás. O esgoto a ser tratado é introduzido pelo fundo do reator e o percorre em fluxo ascendente, sendo o efluente tratado descartado pelo topo do decantador. O esgotoafluente ao reator atravessa uma camada de lodo biológica de elevada atividade, onde ocorre a transformação da matéria orgânica presente no líquido em biogás. A camada de lodo localizada no fundo do reator tem uma concentração da ordem de 40 a 100 gST/L e camada de lodo mais dispersa tem uma concentração de 15 a 30 gST/L (CHERNICHARO, 1997).

Os defletores possibilitam que o biogás produzido no reator seja dirigido para o coletor de gases , de tal forma que apenas o líquido, mais uma parcela do lodo biológico em suspensão, conseguem adentrar no compartimento de decantação, onde ocorre a separação dos sólidos e o retorno dos mesmos ao fundo do reator, por gravidade. O reator UASB não possui qualquer material de enchimento para servir de meio suporte para a biomassa. A imobilização dos microrganismos ocorre por meio de auto adesão, formando flocos ou grânulos densos suspensos, que se dispõem em camadas de lodo a partir do fundo do reator (KATO et al). Este lodo possui uma elevada atividade metanogênica e sedimenta rapidamente, facilitando sua manutenção no interior do reator (SOUZA & VIEIRA, 1986). A biomassa cresce então dispersa no reator, permanecendo retida no sistema por tempo superior a 30 dias, suficiente para que o lodo descartado do sistema se encontre estabilizado (CHERNICHARO, 1997).

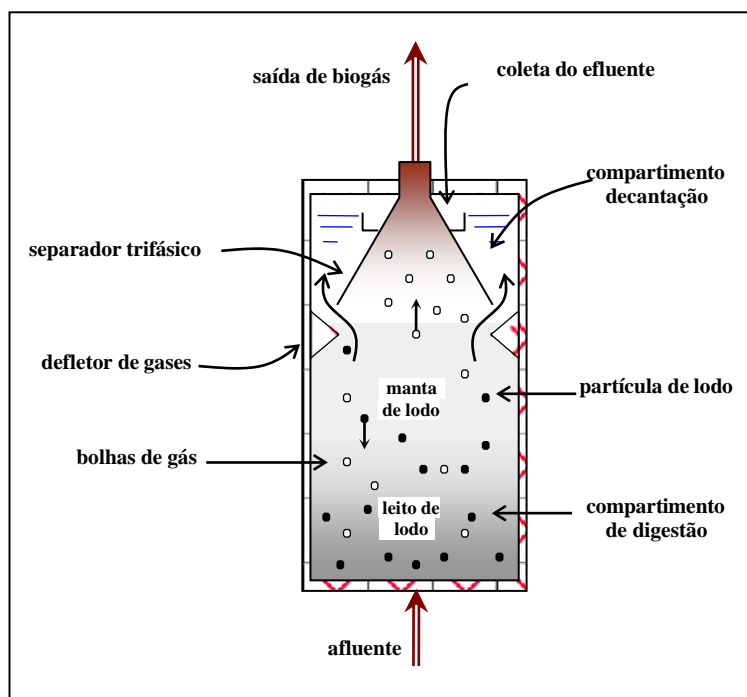


FIGURA 3.1 - Corte esquemático de um Reator UASB

As principais vantagens e desvantagens da utilização dos reatores UASB estão relacionadas na TABELA 3.1.

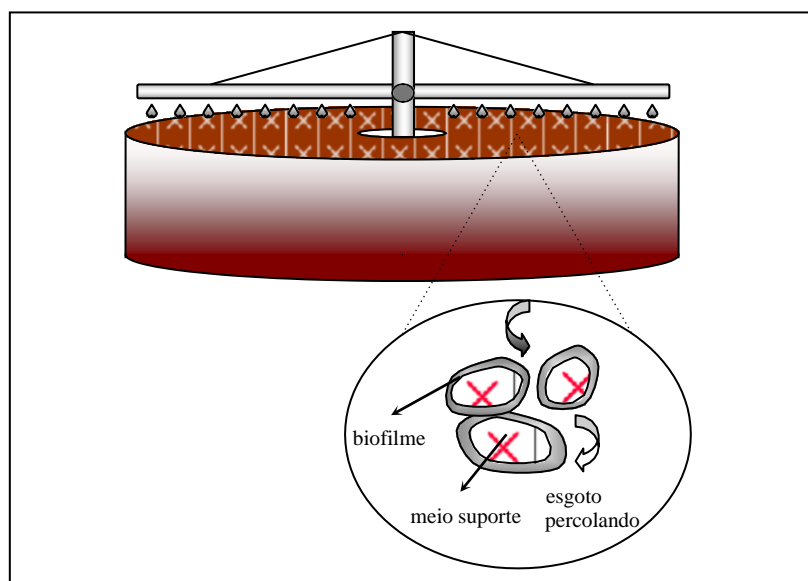
TABELA 3.1 Vantagens e desvantagens dos reatores UASB

Vantagens	Desvantagens
Baixa demanda de área, devido aos baixos tempos de detenção hidráulica adotados	A degradação anaeróbia da matéria orgânica é mais lenta do que à degradação aeróbia
Baixo custo de implantação e operação	Possibilidade de emanção de maus odores (que pode ser resolvida através do tratamento dos gases gerados, sendo sempre conveniente que os reatores anaeróbios fiquem afastados das áreas urbanas)
Lodo retirado do sistema já sai estabilizado devido ao elevado tempo de retenção celular, não sendo, portanto, necessário a implantação de unidades para digestão do lodo	Período de partida elevado (que pode ser reduzido com a inoculação de lodo adaptado ao esgoto a ser tratado)
Baixa produção de lodo, o que leva a uma economia na implantação e manutenção de unidades para o seu tratamento	Baixa capacidade do sistema em tolerar cargas tóxicas
Baixo consumo de energia (normalmente apenas para elevatória de chegada, quando esta unidade é necessária)	Remoção de patogênicos e nutrientes insatisfatória
Satisfatória eficiência de remoção de DBO/DQO, da ordem de 65-75%	Necessidade de uma etapa de pós- tratamento

3.2 Filtros biológicos percoladores (FBP)

São sistemas de tratamento por oxidação biológica, constituídos de um meio suporte de material grosseiro, tal como pedras, ripas ou material plástico, sobre o qual os esgotos são aplicados continuamente. Após a aplicação, os esgotos percolam pelo meio suporte em direção aos drenos de fundo. Esta percolação permite o crescimento bacteriano na superfície do material de enchimento. O processo de filtros biológicos consiste no crescimento da biomassa aderido a um meio suporte, na forma de um biofilme, que é película gelatinosa ativa, constituída de fungos, bactérias, algas, protozoários, insetos e larvas (HELLER,1989). O líquido escoar rapidamente pelo meio suporte, entrando em contato com os microrganismos existentes no biofilme, responsáveis pela decomposição do material orgânico presente. A matéria orgânica é adsorvida pela película microbiana, ficando retida um tempo suficiente para a sua estabilização. Durante o funcionamento do filtro biológico, placas do biofilme se desprendem, isto devido ao grau de estabilização do biofilme e a tensão de cisalhamento causada pela velocidade de escoamento do líquido entre os vazios do meio suporte. Esse material desprendido deve ser removido nos decantadores, de forma a obter um efluente final clarificado e com baixas concentrações de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 1995).

Os filtros biológicos são sistemas aeróbios, pois o ar circula nos espaços vazios existentes entre o meio suporte, fornecendo o oxigênio para a respiração dos microrganismos. A ventilação é usualmente natural, embora possa ser forçada. A FIGURA 3.2 apresenta o esquema de funcionamento do filtro biológico percolador.



Fonte: adaptado de VON SPERLING (1995)
FIGURA 3.2 - Esquema de funcionamento de um filtro biológico

3.3 Microrganismos de Interesse Sanitário

3.3.1 Bactérias

As bactérias são organismos microscópicos de aproximadamente 0,2 a 10µm de tamanho, presentes nos esgotos em elevadas concentrações. As bactérias do tipo coliforme são comumente utilizadas como indicadoras de contaminação fecal, com o risco potencial da presença de organismos patogênicos. O grupo de coliformes totais inclui gêneros que não são de origem exclusivamente fecal. Esse fato limita sua aplicação como indicador específico de contaminação fecal e levou ao desenvolvimento de métodos de enumeração de um subgrupo de coliformes denominados coliformes fecais (coliformes termotolerantes), os quais são diferenciados dos coliformes totais pela sua capacidade de fermentar a lactose em temperatura elevada (44,5 °C).

Embora a utilização dos coliformes fecais, em substituição aos coliformes totais, tenha determinado uma melhoria significativa na detecção da contaminação fecal, a existência de outros grupos coliformes termotolerantes, de origem não exclusivamente fecal, como a *Klebsiella*, comprometiam a finalidade proposta. Em decorrência deste fato, atualmente se direciona para a detecção específica de *Escherichia coli*, único componente do grupo coliforme de origem exclusivamente fecal (CETESB, 1993).

3.3.2 Protozoários

Em geral, os cistos e oocistos de protozoários são maiores que as bactérias, variando de 2 a cerca de 60µm. Apesar de não se reproduzirem no meio ambiente, em condições favoráveis podem sobreviver no solo por elevados períodos de tempo. A concentração de protozoários patogênicos encontrados nas fezes de uma pessoa infectada é de aproximadamente 10^4 a 10^5 organismos por grama de fezes. Os protozoários são particularmente difíceis de serem eliminados da água devido a sua resistência aos desinfetantes convencionais, em particular o cloro. A filtração tem sido o método mais efetivo para eliminar os protozoários patogênicos da água potável. As técnicas alternativas de desinfecção (ozônio e luz ultravioleta) têm demonstrado serem também efetivas (REYNOLDS,2001).

3.3.3 Vírus

Os vírus são parasitas intracelulares que só se multiplicam dentro da célula do hospedeiro. Ocorrem em várias formas e tamanhos variando de 0,01 a 0,3µm. Existem mais de 100 vírus entéricos que são transmitidos pela água. Os vírus sobrevivem mais tempo no meio ambiente que as bactérias e protozoários. São mais difíceis de serem detectados porque geralmente estão presentes em números muito pequenos, em grandes volumes de água. Além disso, os métodos utilizados para detectar vírus no meio ambiente tendem a ser tecnicamente difíceis, requerendo muito trabalho a custo elevado (REYNOLDS, 2001).

Os seres humanos excretam mais de 100 diferentes tipos de vírus entéricos capazes de provocar doenças. Eles se reproduzem no trato intestinal e são liberados junto com as fezes de indivíduos infectados. A concentração de vírus patogênicos nas fezes de uma pessoa infectada varia de 1 a 100 milhões (10^6 a 10^8) organismos por grama de fezes.

Apesar de possuírem doses infectivas baixas (1 a 10 vírus pode causar uma infecção) e de sobreviverem no ambiente por longos períodos, os vírus são considerados os organismos de menor risco sanitário. Isto porque a maioria dos vírus conferem imunidade por toda a vida, ou no mínimo por períodos muito longos. Assim, como a maioria das pessoas são expostas aos vírus logo nos primeiros anos de vida, elas adquirem imunidade muito cedo, e não serão reinfetadas quando expostas a eles novamente.

3.3.4 Helmintos

Os helmintos são todos os vermes, quer sejam parasitas ou organismos de vida livre. Possuem forma e tamanho variados. São divididos em três filos, dos quais apenas *Platyhelminthes* e *Nemathelminthes* apresentam interesse em parasitologia humana. Os *Platyhelminthes* são os chamados “vermes chatos” por se apresentarem constantemente comprimidos no sentido dorso-ventral e os *Nemathelminthes* são vermes alongados, de seção circular, extremidades geralmente pontiagudas, sem nenhum traço de segmentação ao longo do corpo (BRANCO, 1978).

Os *Platyhelminthes* apresentam duas classes de interesse sanitário (Trematoda e Cestoda), que incluem os seguintes enteroparasitas humanos e animais: *Shistosoma* e *Fasciola* (Trematódeos), *Taenia solium*, *Taenia saginata*, *Hymenolepis nana*, *Hymenolepis diminuta*, *Dipylidium caninum* (Cestoides).

Os *Nemathelminthes* apresentam as classes: Nematoda e Nematomorfa. A Nematomorfa é constituída apenas por vermes de vida livre, sem interesse sanitário. Na classe Nematoda, as espécies enteroparasitas humanos e animais são: *Ascaris lumbricoides*, *Toxocara canis*, *Enterobius vermiculares*, *Strongyloides stercoralis*, *Trichuris trichiura* e os ancistostomídeos.

Os *helmentos* que parasitam o trato intestinal humano e de outros animais são liberados no meio ambiente através das fezes dos indivíduos infectados.

A contaminação do ambiente por esses parasitas está associada diretamente ao destino dado as excretas do homem e de animais, refletindo as condições higiênicas e de saneamento da população.

A utilização de fezes humanas e animais como fertilizantes de solos, a irrigação com águas residuárias, bem como a possibilidade de contaminação das águas pelo lançamento de esgotos sem tratamento, ou pelo carreamento desses agentes patogênicos para os corpos hídricos através da drenagem pluvial, podem constituir um problema significativo para a saúde pública (CETESB, 1989).

3.3.5 *Ascaris lumbricoides*

O *Ascaris lumbricoides* é um parasita cosmopolita encontrado em quase todos os países do mundo. A frequência varia em função das condições climáticas, ambientais, e das condições de desenvolvimento da população. Nos países tropicais, em razão das condições ambientais favoráveis à evolução dos ovos, estima-se que 70 a 90 % das crianças na faixa etária de 1 a 10 anos apresentam doenças causadas por *Ascaris lumbricoides* (KONIG, 2000).

Os ovos têm cor castanha, são grandes, ovais, medindo cerca de 50 micrômetros de diâmetro, com cápsula espessa e muito típica, em razão da membrana externa mamilonada, que é secretada pela parede uterina e é formada por mucopolissacarídeos. À essa membrana segue-se uma média, constituída de quitina e proteína, e outra mais interna, delgada e impermeável à água, constituída de 20% de proteínas e 75% de lipídios. Esta camada confere ao ovo grande resistência às condições adversas do ambiente. Internamente, os ovos dos ascarídeos apresentam uma massa decélulas germinativas. Frequentemente, são encontrados ovos inférteis nas fezes, que são mais alongados, a membrana mamilonada é mais delgada e o citoplasma é granuloso. Algumas vezes, ovos férteis podem apresentar-se sem a membrana (SILVA, 1995).

A fêmea fecundada pode eliminar cerca de 200.000 ovos não embrionados, que chegam ao ambiente através das fezes dos indivíduos infectados. Os ovos férteis, a uma temperatura de 25 °C a 30 °C, umidade mínima de 70 % e oxigênio, tornam-se embrionados em 15 dias (estágio L-1). Após aproximadamente uma semana, a larva sofre muda, transformando-se em L-2 e, após nova muda, atinge o estágio L-3 infectante (SILVA,1995). O ovo no estágio infectante pode permanecer no solo por vários meses até ser ingerido pelo hospedeiro. Após a ingestão, os ovos contendo a L-3 atravessam todo o trato digestivo e as larvas eclodem no intestino delgado. Os fatores que favorecem a eclosão são: presença de agentes redutores, o pH, a temperatura, sais e a concentração de CO₂. A ausência de CO₂ inviabiliza a eclosão (SILVA, 1995).

Após eclodirem, as larvas atravessam a parede intestinal, caem nos vasos linfáticos e veias e chegam ao fígado 18 a 24 horas após a infecção. Dois a três dias após a infecção, chegam ao coração e em quatro ou cinco dias depois são encontradas nos pulmões.

Depois de oito dias após a infecção, as larvas sofrem muda para L-4, rompem os capilares e caem nos alvéolos, onde sofrem muda para L-5. Sobem pela árvore respiratória chegando até a faringe, onde podem ser expelidas com a expectoração ou serem deglutidas pelo hospedeiro fixando-se no intestino delgado. No intestino, transformam-se em adultos jovens 20 a 30 dias após a infecção. Em 60 dias alcançam a maturidade sexual e são encontrados ovos nas fezes do hospedeiro (SILVA,1995, KONIG,2000).

A longa persistência no ambiente e o fato de possuírem dose infectiva baixa (1 ovo embrionado) fazem com que os helmintos representem elevado risco potencial à saúde. A OMS recomenda o padrão de menos de 1 ovo por litro para qualquer água destinada à irrigação irrestrita.

3.4 Desinfecção

3.4.1 Considerações iniciais

No século XVI, o cirurgião francês Ambroise Paré determinava como causa de doenças transmitidas por certas águas estagnadas a presença de animais venenosos, tais como cobras, sapos, vermes e outros (BRANCO, 1986). Em 1673, o holandês Antoni van Leeuwenhoek, utilizando um microscópio com capacidade de ampliação de 200 vezes, enviou para a Royal Society of London cartas com descrições detalhadas de protozoários e bactérias presentes na água. Mas, somente em meados do século XIX, Jonh Snow, mapeando em Londres as mortes

ocorridas durante uma epidemia de cólera asiática, demonstrou ser a água um meio de transmissão de doenças. Snow constatou que todas as mortes aconteceram em um círculo de 229m em torno da bomba de água de Broad Street e que o poço de água havia sido contaminado com esgotos provenientes de uma tubulação danificada. Assim, ao remover a bomba manual da estação de Broad Street, ele impediu a comunidade local de se servir desta fonte. Este ato resultou na estabilização imediata do número de infectados pela epidemia de cólera que, até então, vitimara cerca de 500 pessoas (WHITE, 1986).

3.4.2 Necessidade da desinfecção

Os esgotos contêm uma série de organismos patogênicos que são excretados juntamente com as fezes de indivíduos infectados. Os processos biológicos empregados em tratamento de esgotos, quer sejam aeróbios ou anaeróbios, removem coliformes na faixa predominante de 50 % até (casos bastante raros) 99 % (CAMPOS, 1993). Por sua vez, os esgotos tratados, são despejados em corpos d'água receptores, que são muitas vezes tributários de corpos d'água maiores, frequentemente utilizados para fins recreacionais, irrigação e abastecimento das comunidades de jusante.

A desinfecção é a etapa do tratamento cuja função precípua consiste na inativação dos microrganismos patogênicos, realizada por intermédio de agentes físicos e/ou químicos. Os agentes químicos constituem elementos ou compostos com elevado potencial de oxidação (cloro, bromo, iodo, cloreto de bromo e ozônio). Na desinfecção por agentes químicos, os dois tipos preponderantes de mecanismos são a ruptura da parede celular e a difusão no interior das células, com conseqüente interferência na atividade celular. Na desinfecção por agentes físicos, ocorre a interferência na biossíntese e crescimento.

A radiação é absorvida pelos nucleotídeos, blocos de construção do DNA e RNA, promovendo a formação de união entre nucleotídeos adjacentes, criando moléculas duplas ou dímeros de timina e citosina (WRIGHT & CAIRS, 1998). Essas moléculas impedem a duplicação normal do DNA, interrompendo o processo de reprodução celular (DANIEL & CAMPOS, 1993).

Contrapondo a esterilização, que é a destruição completa das formas vivas, a desinfecção é um processo seletivo, isto é, não elimina todas as formas vivas e tampouco todos os organismos patogênicos presentes na água (DI BERNARDO, 1993).

Em uma estação de tratamento de esgotos, o agente desinfetante deve apresentar as seguintes características: a) devem destruir, em tempo razoável, os organismos patogênicos; b) não devem ser tóxicos ao ser humano e à fauna; c) devem ser disponíveis a custo razoável e oferecer condições seguras de transporte, armazenamento, manuseio e aplicação (DI BERNARDO, 1993).

Para uma desinfecção efetiva os fatores a serem considerados estão relacionados na TABELA 3.2.

TABELA 3.2 - Fatores a serem considerados na desinfecção

Tempo de contato

Para uma dada concentração de desinfetante, a destruição é tanto maior quanto mais elevado for o tempo de contato

Concentração e tipo do agente químico

Dependendo do tipo de agente químico, e dentro de certos limites a eficiência da desinfecção depende da concentração do agente químico

$C^n \times t = \text{constante}$

Intensidade e natureza do agente físico

Quando os agentes físicos de desinfecção são o calor e a luz, a eficiência depende da intensidade da radiação

Temperatura

O aumento da temperatura resulta na aceleração do processo de desinfecção

Número de organismos

Quanto mais elevado o número inicial de organismos, maior será o tempo requerido para conseguir a eliminação dos mesmos.

Tipos de organismos

A eficiência do agente desinfetante é influenciada pela natureza e condições dos organismos

Natureza do líquido

Materiais orgânicos presentes no líquido reagem com a maioria dos agentes oxidantes de desinfecção e reduzem sua eficiência

Adaptado de CHERNICHARO, DANIEL, SENS & CORACUCCI (2000)

3.4.3 Aspectos cinéticos da desinfecção

A redução do número viável de microrganismos, causada por agentes desinfetantes, foi descrita por CHICK, em 1908, observando a similaridade da inativação de microrganismos por agentes químicos com reações químicas (HASS, 1990).

$$\frac{dN}{dt} = -kN$$

Equação 3.1

na qual:

k : velocidade de decaimento (min^{-1})

N: concentração de microrganismos

Integrando a equação 3.1 para os limites ($t=0, N=N_0$) e (t, N), resulta a equação exponencial :

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-kt)$$

Equação 3.2

Para que o decaimento dos microrganismos siga a equação 3.2, devem ser respeitadas as seguintes condições: população homogênea de microrganismos; escoamento de pistão ou batelada de mistura completa; distribuição homogênea de desinfetante e microrganismos; concentração constante de desinfetante ao longo do tempo; constante k válida para cada concentração de desinfetante não sendo aplicado para outras concentrações (CHERNICHARO et al, 2001).

WATSON, em 1908, relacionou a constante k da reação de inativação com a concentração C do desinfetante:

$$\frac{dN}{dt} = -k' \times C^n \times N$$

Equação 3.3

na qual:

$$k = k' \times C^n$$

k' : constante de decaimento ($L^n/\text{mg}^n \cdot \text{min}$)

C: concentração de desinfetante (mg/L)

n: coeficiente (adimensional)

Integrando a equação 3.3, para os limites ($t=0, N=N_0$) e (t, N), e considerando-se que a concentração de desinfetante é constante no tempo, tem-se a Lei de CHICK – WATSON:

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-k' \times C^n \times t) \quad \text{Equação 3.4}$$

Onde N e N₀ são, respectivamente, as concentrações de microrganismos viáveis nos tempos t e t₀ = 0.

As águas naturais e os esgotos sanitários contêm diferentes microrganismos com diferentes resistências aos desinfetantes, por isso, ocorrem desvios das leis de CHICK – WATSON.

Em 1972, HOM apresentou um modelo de decaimento de microrganismos, que considera a concentração de desinfetante e o tempo de contato com taxa de decaimento dada por:

$$\frac{dN}{dt} = -k'' \times C^n \times t^{m-1} \times N \quad \text{Equação 3.5}$$

Integrando para os limites (t=0, N=N₀) e (t, N), e considerando-se que a concentração é constante no tempo, obtém-se:

$$\ln \frac{N}{N_0} = \frac{k'' \times C^n \times t^m}{m} \quad \text{Equação 3.6}$$

Como k'' e m são constantes, fazendo-se a substituição de k''/m por k, tem-se:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -k \times C^n \times t^m \quad \text{Equação 3.7}$$

na qual:

N e N₀ são, respectivamente, as concentrações de microrganismos viáveis nos tempos t e t₀ = 0.

As constantes e os coeficientes de todos os modelos de desinfecção são obtidos por regressão linear ou múltipla a partir de resultados experimentais obtidos em laboratório, em condições controladas e conhecidas, como pH, temperatura, sólidos em suspensão, gênero de microrganismos e, quando possível espécie (CHERNICHARO et al, 2001).

3.5 Desinfecção com radiação ultravioleta

3.5.1 Breve histórico

A luz ultravioleta foi descoberta em 1801, quando J. W. RITTER, utilizando a dispersão da luz solar através de um prisma e fazendo a parte “escura”, após o violeta incidir sobre uma placa contendo HgCl, observou alterações de cor nessa placa (CAMPOS & PIZZIRANI, 1977). A ação germicida da luz ultravioleta foi descoberta em 1877 pelos ingleses DOWNS e BLUNT, que estudaram os efeitos dos raios ultravioleta, de vários comprimentos de onda e várias intensidades, sobre diversos tipos de bactérias (CAMPOS & PIZZIRANI, 1977, WRIGHT & CAIRNS, 1998).

No início, a radiação UV foi utilizada para desinfecção do ar, de produtos farmacêuticos e de águas para o abastecimento público. Os primeiros experimentos para utilizar a radiação UV, como desinfetante de água, aconteceram em Marselha, França, em 1910. Entre 1916 e 1926, a radiação UV foi empregada nos Estados Unidos para prover as embarcações de água potável (WRIGHT & CAIRNS, 1998).

Em 1944, LUCKIESH e HOLLADAY, utilizando estação piloto, desinfetaram, com radiação ultravioleta, água com diferentes coeficientes de absorção e concluíram que este método de desinfecção era eficiente mesmo em águas que apresentavam elevada absorção (DANIEL, 1993).

Por volta de 1975, OLIVER e COSGROVE provaram a viabilidade da desinfecção com UV de efluentes secundários de esgoto, obtendo eficiência de 99% de inativação para coliformes totais e *Escherichia coli* (DANIEL, 1993).

CAMPOS e PIZZIRANI (1977), do Centro de Estudos de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos – USP, comprovaram a experiência de OLIVER e COSGROVE utilizando a radiação UV para a desinfecção de esgoto sanitário pré-decantado, com sólidos totais de 300 mg/L e sólidos fixos de 150 mg/L. Foram testadas

espessuras da lâmina líquida de 1 a 5 cm e o tempo de exposição de 15 a 90 segundos, tendo sido obtida uma eficiência superior a 99,9 % para lâminas de 1 e 2 cm e tempo de exposição de 15 segundos e para lâmina de 5 cm e tempo de exposição de 90 segundos. WHITBY et al (1984), avaliaram o desempenho de duas unidades com capacidade para desinfetar 108 m³/h e 72 m³/h. Na unidade de 108 m³/h, obtiveram eficiências de 99,84 % para coliformes totais, 99,44% para *Escherichia coli*, 99,38% para *Streptococcus fecalis* e 96,17% para *Clostridium perfringens*. Já na unidade de 72 m³/h, obtiveram eficiências de 99,83% para coliformes totais, 99,04% para *Escherichia coli*, 88,29% para *Streptococcus fecalis* e 96,21% para *Clostridium perfringens* (DANIEL, 1993).

SAMPAIO, em 1985, pesquisou a influência da espessura da lâmina líquida, do tempo de exposição e da intensidade de radiação, na eficiência da desinfecção de efluentes secundários com radiação UV. Utilizando resíduos de suínos diluídos em água, semelhantes aos efluentes secundários de esgotos sanitários, concluiu que a lâmina máxima, para as condições utilizadas nos experimentos, era de 6,0 cm, quando comparada sob o ponto de vista econômico, pois era possível obter a mesma eficiência com lâmina de 8,0 cm, aumentando a intensidade (número de lâmpadas) ou o tempo de exposição, que representam custo adicional de energia (DANIEL, 1993).

DANIEL (1989), dando prosseguimento ao trabalho iniciado por CAMPOS & PIZZIRANI (1977) e SAMPAIO (1985), concluiu que os sólidos em suspensão exercem influência significativa na eficiência de desinfecção.

3.5.2 Radiação ultravioleta

O raios ultravioleta são componentes invisíveis da luz solar e fazem parte da radiação atmosférica natural. Como os raios X, os raios infravermelhos e micro-ondas, os raios UV são uma forma de radiação eletromagnética. No espectro eletromagnético, a luz UV emitida está situada entre os raios X e a luz visível (Ver FIGURA 3.3). O espectro da radiação UV é dividido arbitrariamente em quatro regiões, de acordo com o comprimento de onda: UV-*v*acuo ente 100a 200 nm, UV-C entre 200 a 280 nm, UV-B entre 280 e 315 nm e UV-A entre 315 e 400 nm (WRIGHT & CAIRNS, 1998).

Espectro Eletromagnético						
Raios CósMICOS	Raios Gama	Raios X	UV	Luz Visível	Microondas	Ondas Radiais

Escala Expandida de Radiação Ultravioleta					
Raios X	UV - Vácuo	UV-C	UV-B	UV-A	Luz Visível

FIGURA 3.3 - Espectro eletromagnético

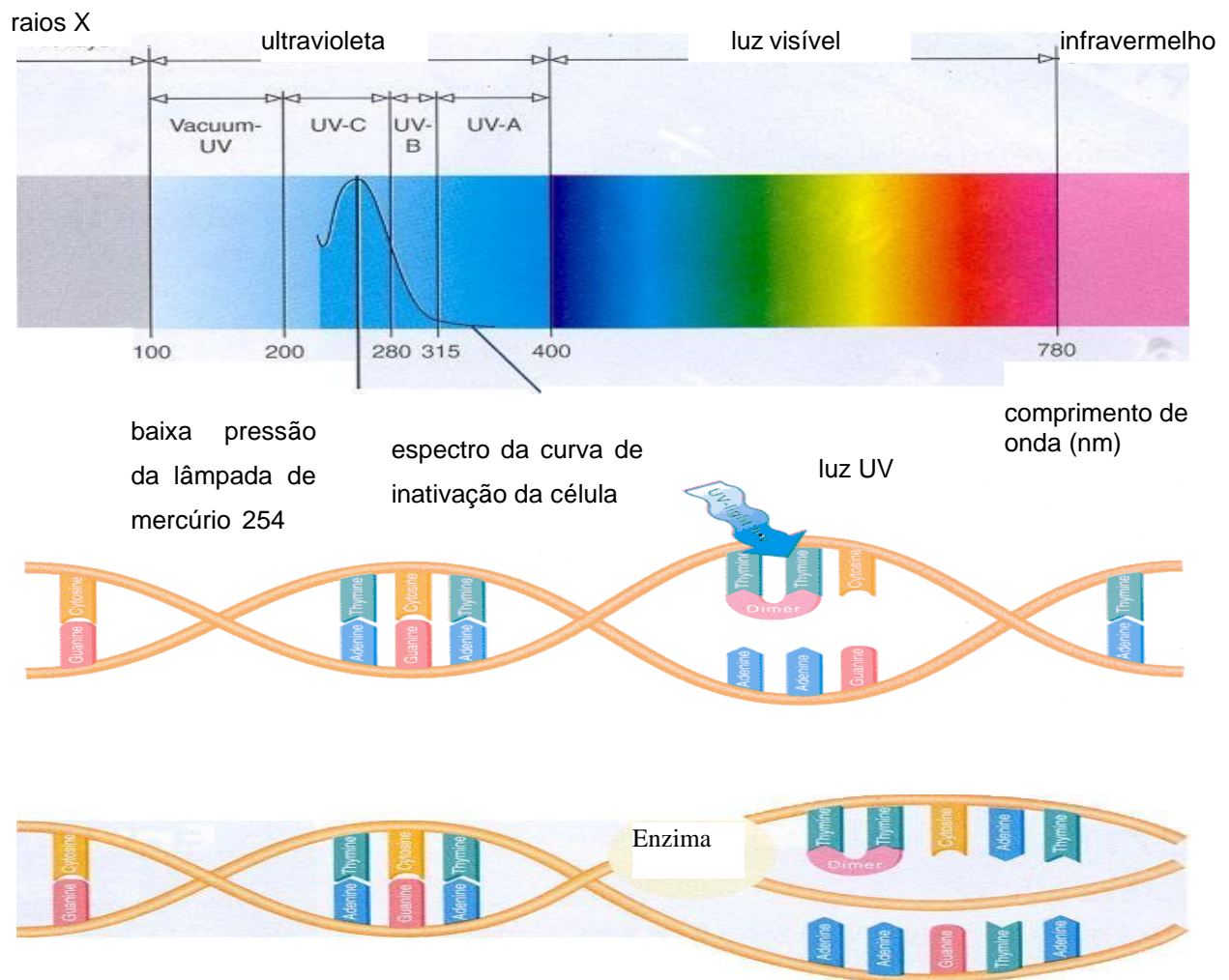
3.5.3 Mecanismo da inativação por radiação ultravioleta

O DNA, ácido desoxirribonucleico, é uma substância fundamental para o desenvolvimento da matéria viva. O DNA é o responsável pelo controle das funções e pela reprodução das células. A capacidade de duplicação do DNA se deve à sua estrutura espacial: a molécula é formada por duas longas cadeias helicoidais (forma de hélice dupla). Durante a divisão celular, a molécula se abre, como um zíper, formando duas hélices independentes (ATTENBOROUGH, 1981). Uma unidade de molécula DNA, contendo a sequência completa necessária para a reprodução da célula, é chamada gene. Cada gene do DNA controla a formação de ácido ribonucleico (RNA), responsável pela formação de enzimas específicas e de proteínas estruturais. Os genes são constituídos pelos seguintes compostos: (a) ácido fosfórico, (b) desoxirribose e (c) as bases purina (adenina e guanina) e piridina (timina e citosina). A combinação do ácido fosfórico com a desoxirribose e com uma das quatro bases origina o nucleotídeo. Existem quatro nucleotídeos básicos que forma o DNA e estão sempre juntos, em dois pares: (a) ácidos adenílicos - timidílico e (b) ácidos guanílico – citidílico (GUYTON, 1985).

A inativação dos microrganismos ocorre quando a radiação ultravioleta penetra a parede celular e é absorvida pelos ácidos nucléicos, quebrando as ligações entre as bases e formando moléculas duplas (dímeros) das bases pirimídicas. Geralmente os dímeros formados são de timina / timina, podendo ocorrer também dímeros de citosina / citosina e citosina / timina. Quando a divisão da célula ocorre, a estrutura formada pela absorção da radiação ultravioleta não é reconhecida, o que interrompe o processo de duplicação. A divisão da célula necessária à multiplicação é suprimida e o organismo não é mais capaz de se reproduzir. A morte da célula replicante impede que os agentes patogênicos se multipliquem (KONIG, 2001).

As consequências das alterações ocorridas no RNA são menores porque este ácido encontra-se presente em várias cópias que podem ser substituídas, desde que as informações para sua síntese, contidas no DNA, não sejam afetadas (DANIEL, 1993).

A desativação de microrganismos através da radiação ultravioleta é um processo físico, que se baseia na absorção pelo material genético da célula (ácido desoxirribonucleico). Os comprimentos de onda para uma eficácia satisfatória correspondem ao espectro de absorção máxima para ácidos nucleicos, entre 250 e 265 nm (EPA, 1992). Ver FIGURA 3.4.



Fonte: Adaptado da Revista Water21 – Abril 2001

FIGURA 3.4 - Espectro eletromagnético

3.5.4 Fontes de radiação UV

As lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio e as lâmpadas de média pressão de vapor de mercúrio são fontes artificiais de radiação ultravioleta. Estas, são lâmpadas de descarga elétrica que geram luz ao transformar energia elétrica em energia cinética de elétrons em movimento, que por sua vez é convertida em radiação através de um processo de colisão. O vapor de mercúrio, mantido em uma pressão satisfatória na presença de um gás raro (tipicamente o argônio), é um emissor eficiente de luz em 253,7 nm. Quanto menor for a pressão do vapor de mercúrio em uma descarga elétrica, maior será a intensidade da linha de ressonância do mercúrio em 253,7 nm. A construção das lâmpadas de baixa pressão em arco possui uma saída que é praticamente monocromática em sua radiação a 253,7 nm. Geralmente, 35 a 40 % da energia de entrada é convertida em luz, sendo que aproximadamente 85 % desta luz está situada no comprimento de onda de 253,7 nm (EPA, 1992).

As lâmpadas de baixa pressão possuem uma pressão de gás menor que 1 mbar, após a vaporização do mercúrio. O volume de gás na lâmpada é pequeno em comparação com aquele nas lâmpadas de média pressão e, em função disso, o mercúrio ionizado na mistura de gás emite apenas uma linha em 253,7 nm. As lâmpadas de baixa pressão operam em temperaturas entre 40 e 110 °C. (KONIG, 2001)

A quantidade de gás gerado nas lâmpadas de média pressão é maior. Em condições de operação, a pressão do gás vaporizado na lâmpada de média pressão alcança aproximadamente 1 bar e um espectro de faixa completo é emitido, do qual apenas as linhas próximas de 253,7 nm são necessárias. A energia remanescente é dissipada na forma de calor. A temperatura de operação fica entre 600 e 1000 °C, uma grande parte da energia é perdida e todo o sistema fica muito quente. Como resultado, as lâmpadas de média pressão consomem grandes quantidades de energia e possuem uma vida útil menor do que as lâmpadas de baixa pressão. Por outro lado, os sistemas de média pressão necessitam de menos lâmpadas, o que pode significar um sistema menor e mais compacto. Entretanto, em termos de consumo de energia, é mais eficaz utilizar uma lâmpada de baixa pressão do que uma lâmpada de média pressão. (KONIG, 2001).

A radiação UV-C emanada pelas lâmpadas fluorescentes de baixa pressão de vapor de mercúrio pode ser 40% superior à das lâmpadas de média pressão, que usualmente emitem 10 a 15% de radiação no comprimento de onda de 253,7 nm. A vaporização é reversível, ou seja, depois que a lâmpada é desligada, o mercúrio vaporizado retorna ao seu estado original. O desenvolvimento

de lâmpadas fluorescentes de vapor de mercúrio, de baixo custo, para a geração de radiação UV no comprimento de onda requerido, viabilizou comercialmente esse método de desinfecção. Estas lâmpadas germicidas são fabricadas com tipo especial de vidro de quartzo, que permitem a passagem de 60 a 90% da radiação UV-C. O vidro comum não permite a passagem de radiação de comprimento de onda inferior a 320 nm. A vida útil das lâmpadas varia de 5.000 a 17.500 horas, representando um funcionamento contínuo por um ano ou mais. Após 100 horas de funcionamento, a lâmpada emite aproximadamente 70 % da energia irradiada nas primeiras horas de uso (USEPA, 1999).

A TABELA 3.3 apresenta as características técnicas de vários modelos de lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio, enquanto a FIGURA 3.5 ilustra os componentes principais de uma lâmpada modelo G15T8.

TABELA 3.3 - Características técnicas de lâmpadas UV de baixa pressão

Modelo	Potência (watt)	Corrente (mA)	Voltagem (V)	254 (nm/watts)	Potência após 100 horas de uso mw/cm ² a 1m	Comprimento (mm)
<i>Catodo Quente (pré-aquecimento) Vida Útil 5000 horas</i>						
GPH 212T5L	10	400	32	2,60	23	212
GPH 287T5L	14	400	42	3,00	33	287
G4T5	4	125	29	0,50	5,4	134
G6T5	6	147	42	1,00	11	210
G8T5	8	170	52	1,60	17	287
G15T8	15	300	51	3,60	38	436
G25T8	25	600	51	5,00	54	436
G3078	30	340	96	8,30	85	893
<i>Catodo Frio (patida instantânea) Vida Útil 7500 horas</i>						
G10T51/2L	16	400	55	5,30	55	357
G36T6L	39	425	120	13,80	120	842
G64T5L	65	425	220	25,00	200	1554
GRS1274T5L	55	425	180	NF	NF	1274
GRS1274T5L	60	425	212	NF	NF	1422
<i>Catodo Frio (patida instantânea) Vida Útil 17500 horas</i>						
782L10	15	90	180	2,80	22	357
782L20	22	90	270	5,50	45	611
782L30	28	90	350	8,30	63	865

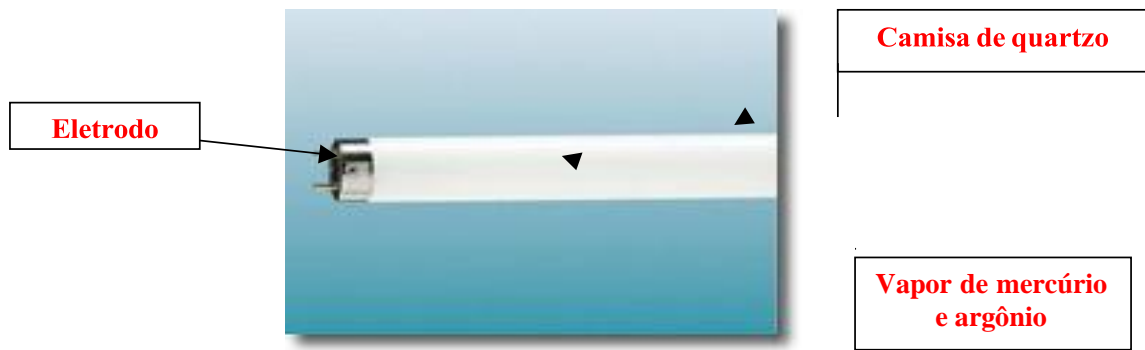
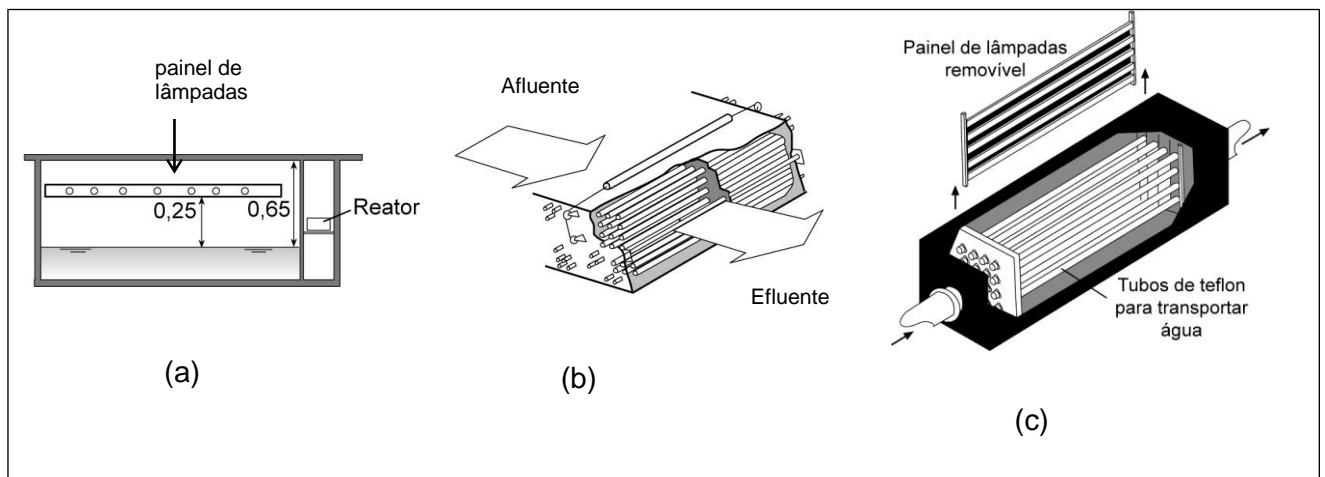


FIGURA 3.5 - Lâmpada UV de baixa pressão

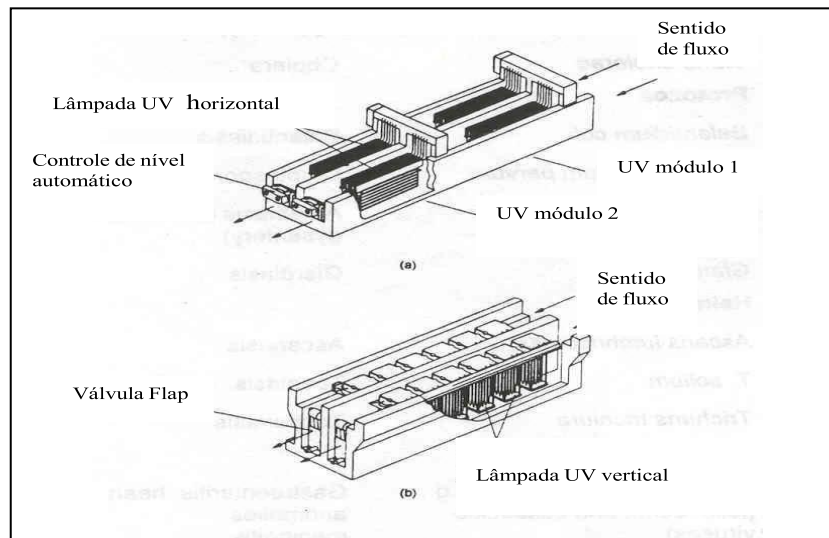
3.5.5 Tipos de fotorreatores

Os principais tipos de reatores fotoquímicos utilizados atualmente são (CHERNICHARO et al, 2001):

- lâmpadas sobre o líquido, fixadas em refletores (ver Figura 3.6 a);
- lâmpadas imersas, protegidas por material transparente à radiação ultravioleta (ver Figura 3.6 b);
- lâmpadas externas a tubos transparentes, no interior dos quais escoo o líquido (esse modelo é pouco utilizado) (ver Figura 3.6 c);
- lâmpadas UV instaladas horizontalmente e verticalmente no sentido do fluxo (Ver FIGURA 3.7).



Fonte: Adaptado de CHERNICHARO et al (2001)
FIGURA 3.6 - Tipos de fotorreatores



Fonte: Adaptado de ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY –
EPA 832-F-99-064

FIGURA 3.7 - Fotorreatores em canal aberto

Nos reatores com lâmpadas sobre o líquido, fixadas em refletores, pode-se operar de forma descontínua ou com fluxo contínuo. Deve-se manter a lâmina líquida com espessura uniforme e horizontal. O refletor pode ser parabólico ou não, fixado sobre a lâmina líquida. Para construção de refletores, utiliza-se, normalmente, o alumínio por ser um dos materiais que melhor reflete a radiação ultravioleta.

O modelo que utiliza as lâmpadas imersas necessita de proteção para manter a lâmpada sem contato com o líquido, mantendo assim a temperatura ótima de funcionamento e facilitando a limpeza, pois as matérias orgânica e inorgânica depositam na superfície, o que exige limpeza periódica. O revestimento da lâmpada deve ser preferencialmente constituído de tubo de quartzo que absorve, no máximo, 5% de radiação ultravioleta. Como alternativa, podem ser usados tubos de Teflon, porém com a desvantagem de absorverem até 35% da radiação ultravioleta (USEPA, 1999). Essa perda de energia é comparável à perda que ocorre em refletores de alumínio polido, usados em sistema com lâmpadas emersas (DANIEL, 1993).

Além destes tipos de fotorreatores, deve-se mencionar o de forma tubular, confeccionado com tubo de PVC e lâmpada em contato direto com o líquido, desenvolvido e testado com sucesso pelo pesquisador Willer Hudson Pos, conforme retratado nos trabalhos de ARRAS (1999) e MOURA (2000), cujo modelo foi adaptado para utilização na presente pesquisa.

3.5.6 Aspectos cinéticos da desinfecção com radiação UV

A eficácia da desinfecção com radiação UV encontra-se diretamente relacionada à dose (quantidade de energia) absorvida pelos microrganismos. A dose de radiação é definida como sendo o produto da taxa de liberação de energia (intensidade) pelo tempo de exposição a essa intensidade:

$$D = I \times t \quad \text{Equação 3.8}$$

na qual:

D = Dose de radiação ultravioleta (W.s/cm²);

I = Intensidade de radiação (W/cm²);

t = Tempo de exposição (s).

Deve-se fazer diferenciação entre a dose aplicada e a dose recebida, já que o que é de interesse para a desinfecção é a dose recebida. A dose aplicada é usada para estimativa de consumo de energia e relaciona-se à potência nominal da lâmpada, enquanto a dose recebida relaciona-se à dose em comprimento de onda específico, por exemplo 254 nm (Ver TABELA 3.1).

A inativação dos microrganismos não sofre interferência de características físico-químicas, tais como pH, temperatura, alcalinidade e carbono inorgânico total, mas substâncias dissolvidas na água e os sólidos em suspensão interferem no sistema, reduzindo a eficiência por extinção (absorção) da radiação ultravioleta e por proteção física dos microrganismos. A absorção de radiação ultravioleta por partículas dispersas em um meio líquido e pelo próprio líquido é obtida de acordo com a lei de “Beer-Lambert” (PIRES et al., 1998), ou seja:

$$I = I_0 \times e^{-\alpha x} \quad \text{Equação 3.9}$$

na qual:

I: intensidade de radiação ultravioleta no meio líquido (mW/cm²)

I₀: intensidade de radiação ultravioleta na fonte (mW/cm²)

a : absorvância (cm^{-1})

x = espessura da camada líquida

Considerando como $x = 0$ a superfície na qual a intensidade de radiação é máxima ($I=I_0$) e que a intensidade mínima ocorre na superfície do líquido a uma distância “ x ” da lâmpada, pode-se calcular a intensidade média integrando a equação anterior. Assim, tem-se:

$$I_M = \frac{\int_0^x I_0 \times e^{-\alpha x} dx}{x} = \frac{I_0}{\alpha \times x} (1 - e^{-\alpha x}) \quad \text{Equação 3.10}$$

Dose média de radiação UV:

$$D_M = I_M \times t \quad \text{Equação 3.11}$$

Aplicando a Lei de CHICK-WATSON, tem-se:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -K \cdot I_M \cdot t \quad \text{Equação 3.12}$$

na qual:

K : é o coeficiente de letalidade à UV dos microrganismos;

I_M : a intensidade média da radiação germicida.

Na TABELA 3.4 estão apresentadas as doses para inativação de 90% da concentração inicial de microrganismos e a constante de inativação. É interessante observar as diferentes resistências dos microrganismos.

TABELA 3.4 – Doses inativantes e constantes de inativação de alguns microrganismos irradiados com ultravioleta

Grupo	Microrganismo	Dose necessária para inativar 90% (mWs/cm ²)	Constante de inativação – cinética de primeira ordem (cm ² /mWs)
Bactéria	<i>Aeromonas hydrophila</i>	1,54	1,50
	<i>Bacillus anthracis</i>	4,5	0,51
	<i>Bacillus anthracis</i> (esporos)	54,5	0,0422
	<i>Bacillus subtilis</i> (esporos)	12	0,19
	<i>Clostridium tetani</i>	12	0,19
	<i>Corynebacterium diphiteiriae</i>	3,4	0,68
	<i>Escherichia coli</i>	3,2	0,72
	<i>Klebsiella terrigena</i>	2,61	0,882
	<i>Legionella pneumophila</i>	2,49	0,925
	<i>Legionella pneumophila</i>	1	2,3
	<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	6	0,38
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	5,5	0,42
	<i>Salmonella parathyphi</i>	3,2	0,72
	<i>Salmonella typhi</i>	2,5	0,92
	<i>Salmonella typhimurium</i>	8	0,29
	<i>Shigella dysenteriae</i>	2,2	1,05
	<i>Staphylococcus aureus</i>	5	0,46
	<i>Streptococcus faecalis</i>	4,4	0,52
<i>Vibrio cholerae</i>	3,4	0,68	
Vírus	Colifago	3,6	0,64
	Colifago MS-2	18,6	0,0124
	Bacteriófago F-específico	6,9	0,33
	Hepatite A	7,3	0,32
	Vírus da gripe	3,6	0,64
	Poliovírus	7,5	0,31
	Poliovírus 1	5	0,5
	Poliovírus tipo 1	7,7	0,30
	Rotavírus	11,3	0,204
	Rotavírus SA-11	9,86	0,234
Rotavírus SA-11	8	0,3	
Protozoário	<i>Giardia muris</i>	82	0,028
	<i>Acanthamoeba castellanii</i>	35	0,066

Fonte: Adaptados de CAMPOS, J. R. PIZZIRANI, J. A. (1977); DANIEL, L. A. (1993); HARM, W. (1980) & WEF (1996).

Notas:

- Os autores acima reportam, eventualmente, diferentes doses e constantes de inativação para um mesmo microrganismo. Nesse sentido, os valores apresentados nessa TABELA referem-se, apenas, às doses e constantes de inativação mais elevados.
- Listagens mais completas de microrganismos, doses e constantes de inativação são apresentadas em KOLLER (1958) e WEF (1996).

3.5.7 Eficácia da radiação UV

As taxas de inativação microbiana variam dependendo da espécie de microrganismo. Geralmente, a radiação UV é o processo de desinfecção mais eficiente quando aplicados a vírus e bactérias. A eficácia aumenta de acordo com a complexidade decrescente de organismos e, também, de acordo com a diminuição da espessura da parede da célula. Dessa forma, os vírus são particularmente sensíveis à radiação UV, mais do que ao cloro e outros oxidantes. Em geral, bactérias gram positivas são mais resistentes do que as gram negativas (WRIGHT & CAIRNS, 1998). A temperatura da água e o pH têm pouco ou nenhum impacto na taxa de inativação de microrganismos por radiação UV (USEPA, 1996).

3.5.8 Actinometria

A intensidade de radiação ultravioleta está relacionada à energia recebida por unidade de área e sua determinação só é possível com a utilização de radiômetros ou de actinômetros.

A precisão da medida feita com radiômetros está associada à sensibilidade do equipamento aos comprimentos de onda de interesse (254 nm para esta condição) e à quantidade de medidas feitas em diferentes partes do reator. O campo de intensidade de radiação é variável dentro do reator o que torna difícil obter a intensidade média de radiação relativamente ao volume de líquido no reator. Para realização desta medida utilizam-se substâncias actinométricas que sofrem reações fotoquímicas em comprimentos de onda específicos. Para a radiação ultravioleta é necessária a utilização de substâncias com transformação máxima a 254 nm. As substâncias utilizadas como actinômetros devem apresentar produção máxima de fotoprodutos no comprimento de onda de interesse e gerar fotoprodutos estáveis e facilmente medíveis.

A utilização de ferrioxalato de potássio como actinômetro foi introduzida por HATCHARD e PARKER. O ferrioxalato de potássio é reduzido quando exposto à radiação ultravioleta, apresentando rendimento quântico de 1,26 moles de Fe^{+2} por einstein (1 einstein = 1 mol de fótons) para comprimentos de onda inferiores a 436 nm. Como nas lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio a emissão média de radiação ultravioleta para comprimentos de onda abaixo de 280 nm é de 86% (11) de sua energia a 254 nm, pode-se considerar que a redução do ferrioxalato de potássio é somente devida a este comprimento de onda. A cinética deste teste de actinometria pode ser acompanhado, medindo-se a concentração molar de Fe^{+2} formado como uma função do tempo. A concentração molar de Fe^{+2} é medida através da medida da absorvância do complexo Fe^{+2} -

fenantrolina de cor vermelha a 510 nm. Íons férrico formam somente um leve complexo com fenantrolina o qual é transparente a 510 nm.

3.5.9 Fotorreativação

O fenômeno da fotorreativação consiste no mecanismo que envolve o reparo do dano causado por exposição à radiação UV, permitindo a subsequente duplicação do organismo. Alguns organismos adquiriram essa propriedade através da evolução natural. Esta capacidade, que possibilita a recuperação das lesões causadas, é variável entre espécies e até mesmo dentro da mesma espécie, dependendo da organização biológica e da lesão sofrida pela radiação UV. A fotorreativação pode ocorrer através de recuperações fotoenzimáticas que monomerizam, *in situ*, os dímeros de pirimidina (DANIEL, 1993). O mecanismo requer subsequente exposição à luz em comprimentos de onda que variam entre 300 e 500 nm (USEPA). Portanto, há um aumento de sobrevivência das bactérias irradiadas com UV, após ficarem expostas à luz solar.

As lesões fotorreativáveis são produzidas por comprimentos de onda entre 213 e 313 nm, com maior fotorreativação das lesões produzidas por comprimento de onda entre 240 e 290 nm, que compreende o comprimento de onda usualmente aplicado na desinfecção com UV, ou seja, 253,7 nm (DANIEL, 1993).

Os dados sobre a fotorreativação de bactérias em efluentes tratados são gerados com base no teste da garrafa estática. Neste procedimento, a amostra exposta à radiação UV é avaliada imediatamente para se obter a concentração bacteriana. Obtida a concentração bacteriana inicial, a amostra irradiada é dividida em duas garrafas: uma opaca à luz visível e a outra transparente à luz visível. As duas garrafas são, então, expostas à luz do sol por 60 a 120 minutos, sendo a concentração bacteriana medida novamente após esse período e comparada com a concentração inicial (USEPA, 1996).

O fator de redução da dose (FRD) expressa a eficiência da fotorreativação e é sempre menor que 1,0. A fração da dose que se torna sem efeito é igual a 1- FRD (DANIEL, 1993).

$$FRD = \frac{D_{UVSE}}{D_{UVFM}}$$

Equação 3.13

na qual:

D_{UVSE} = Dose de UV para dada sobrevivência no escuro

D_{UVFM} = Dose de UV para a mesma sobrevivência com fotorreativação máxima

A recuperação após à exposição à radiação UV será tanto menor quanto maior for a dose recebida. Para doses elevadas não é esperada a fotorreativação.

3.5.10 Recuperação no escuro (“dark repair”)

Processo denominado recuperação por excisão-ressíntese, feito na ausência de luz. Por esse processo, ocorre substituição por meio de remoção da parte lesada e de uma seqüência de nucleotídeos adjacentes, com posterior ressíntese da seqüência original de nucleotídeos (DANIEL, 1993).

3.5.11 Fatores que interferem na desinfecção por UV

Os cinco principais parâmetros que interferem na eficiência da desinfecção por radiação ultravioleta são:

Vazão

O tamanho da unidade de desinfecção está diretamente relacionado com o volume de esgoto a ser tratado afluente. A unidade de desinfecção deve ser dimensionada para atender à vazão máxima crítica.

Concentração Inicial de Coliformes

As concentrações de coliformes variam conforme a localidade e a eficácia de um sistema de desinfecção com UV está diretamente relacionada à concentração inicial de coliformes.

Sólidos Suspensos

Os sólidos em suspensão criam “sombras”, evitando que a radiação atinja todos os microrganismos. Assim, o esgoto a ser desinfetado deve se apresentar com baixas concentrações de sólidos suspensos.

Absorvância de Radiação UV

Esse parâmetro pode ser entendido como a “demanda” de radiação UV pelo esgoto, exercida por compostos orgânicos e inorgânicos específicos. A absorção da radiação UV por diversas moléculas solúveis (por ex. ácidos húmicos, taninos, ferro) reduz a dosagem de UV disponível para os microrganismos.

Incrustações no Tubo de Quartzo

Cálcio e magnésio (dureza), e ferro, em níveis compatíveis com os padrões de potabilidade da água, não afetam a desinfecção por UV, porém podem precipitar sobre o tubo de quartzo da lâmpada e assim reduzir a intensidade de radiação que penetra na água.

Além destes fatores, outras características das águas residuárias podem afetar a performance da desinfecção UV, conforme apresentado da TABELA 3.5

TABELA 3.5 - Características que afetam a performance da desinfecção UV

Características	Efeitos na desinfecção UV
Amônia	Efeito pequeno, se existir
Nitrito	Efeito pequeno, se existir
Nitrato	Efeito pequeno, se existir
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Efeito pequeno, se existir.
Dureza	Afeta a solubilidade dos metais que pode absorver a luz UV. Pode levar à precipitação dos carbonatos nos tubos de quartzo.
Materiais húmicos, ferro	Alta absorção da radiação UV.
pH	Afeta a solubilidade dos metais e carbonatos.
SST	Absorve a radiação UV e protege os microrganismos.

Fonte: Adaptado de USEPA 832-F-99-064

MATERIAL E MÉTODOS

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Descrição geral

Os experimentos com o Fotorreator (FR) foram desenvolvidos no Laboratório de Instalações Piloto (LIP) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG (DESA/UFMG). O FR foi implantado a jusante de um sistema de tratamento anaeróbio/aeróbio de esgotos, composto de um reator anaeróbio de manta de lodo (reator UASB) e de um filtro biológico percolador (FBP). O sistema foi alimentado com esgoto sanitário proveniente do interceptor da margem direita do ribeirão Arrudas, em Belo Horizonte/MG. O interceptor coleta esgotos de uma área de contribuição de aproximadamente 40 km² (VER FIGURAS 4.2 e 4.3). Antes de alimentar os reatores, o esgoto sanitário passava por um sistema de tratamento preliminar, composto de cesto coletor e desarenador, para remoção do material grosseiro e areia, sendo depois encaminhado a um tanque de acumulação/distribuição, de onde era bombeado para o reator UASB e depois para o FBP e, sequencialmente, para o FR (VER FIGURA 4.1).

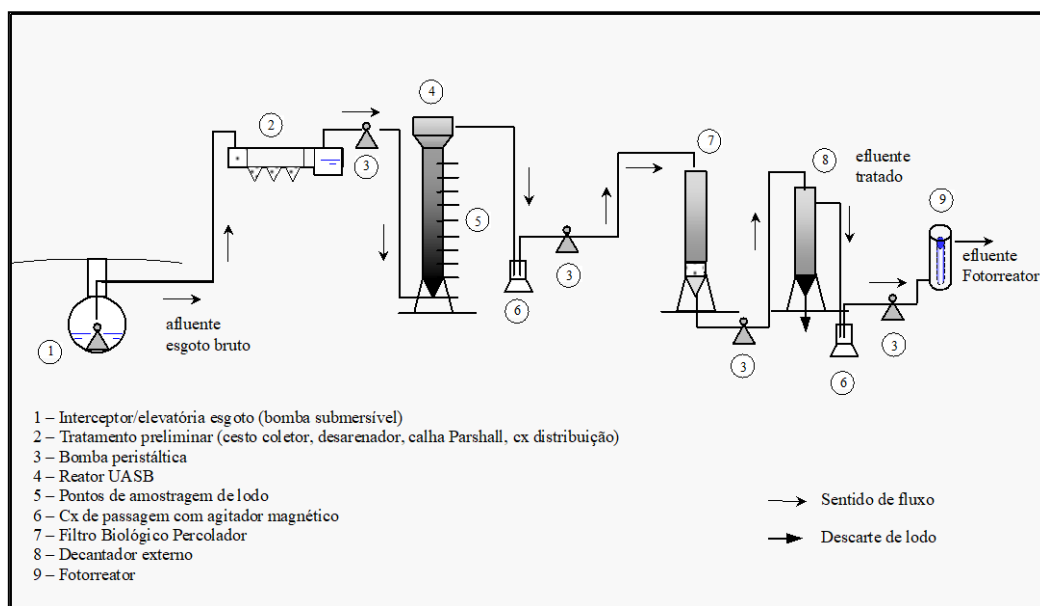


FIGURA 4.1 - Fluxograma do aparato experimental

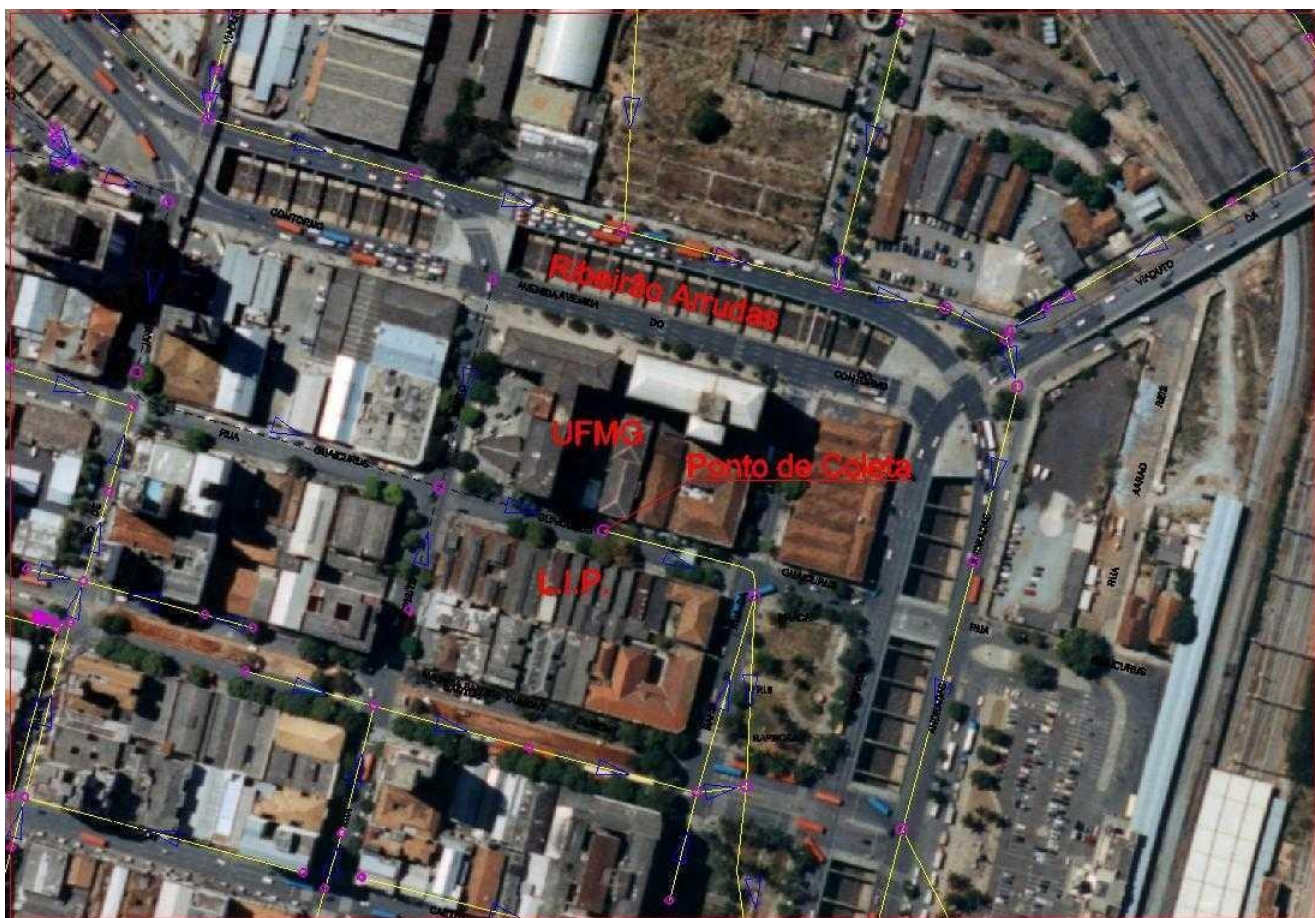


FIGURA 4.2 - Vista aérea do Laboratório de Instalações Piloto, ponto de coleta, EEUFMG e Ribeirão Arrudas

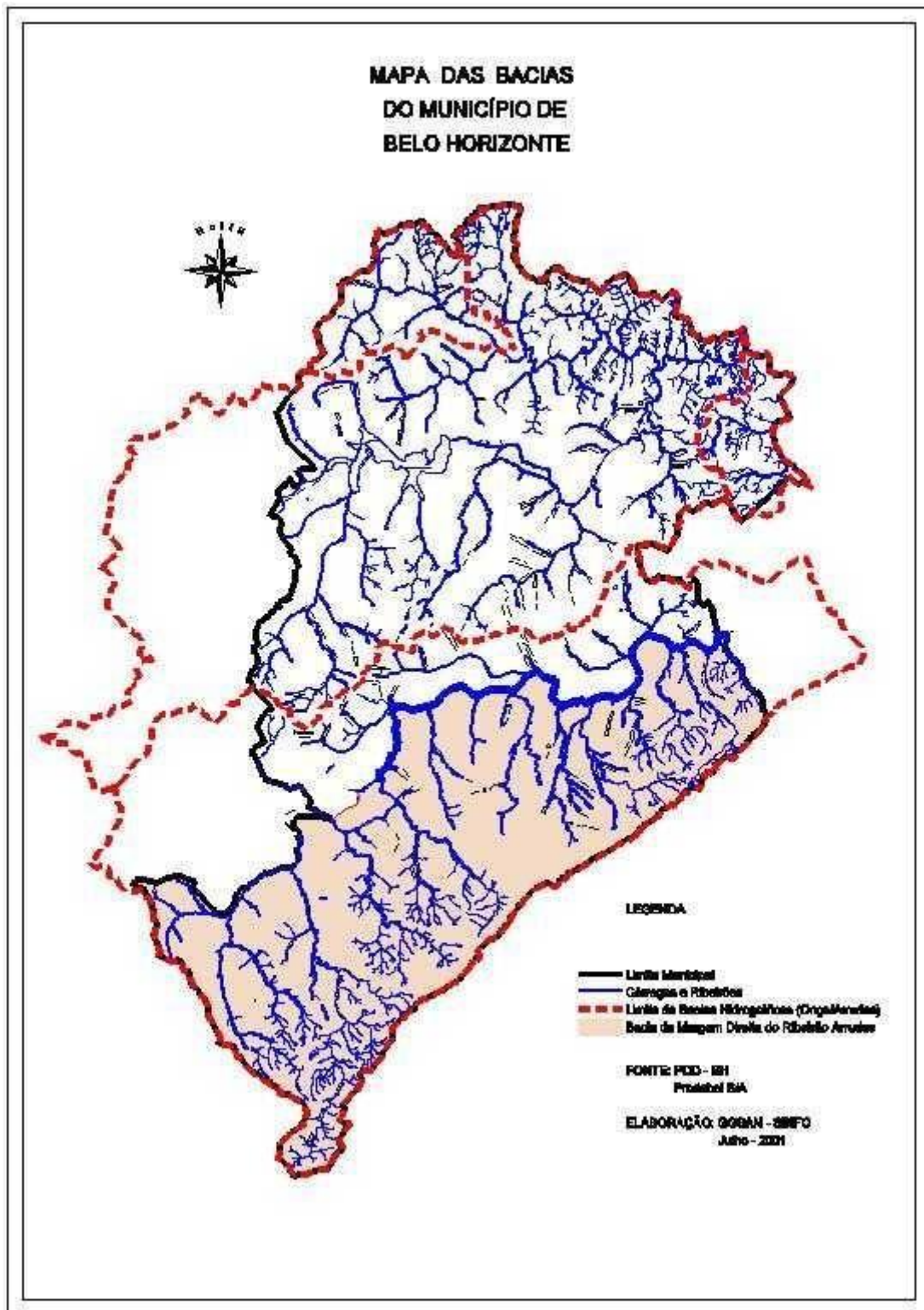
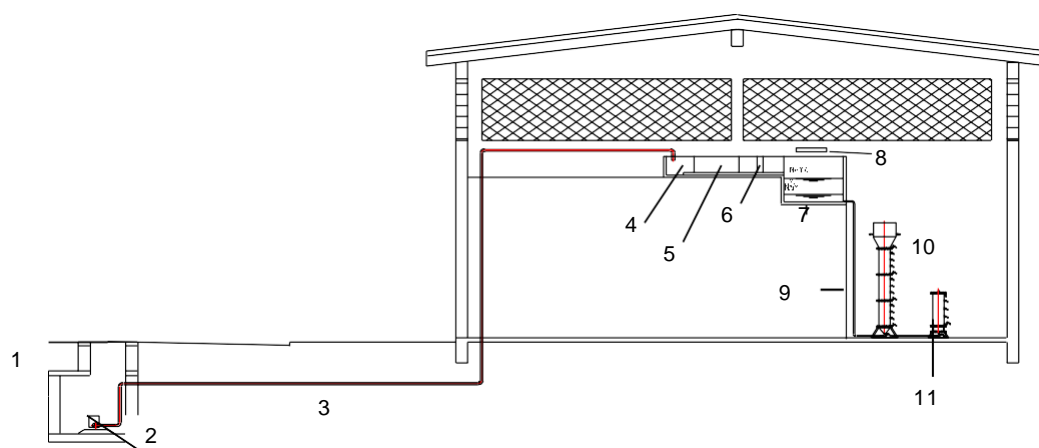


FIGURA 4.3 - Bacia do Ribeirão Arrudas

4.2 Elevatória de esgoto bruto

O esgoto bruto proveniente do interceptor da margem direita do Ribeirão Arrudas foi coletado por uma bomba submersível, marca ABS, modelo 300M, potência igual a $\frac{1}{2}$ CV. A bomba foi instalada em um poço de visita do interceptor, localizado à Rua Guaicurus, em frente ao LIP. A bomba submersível, modelo ABS 300M de $\frac{1}{2}$ CV, foi controlada automaticamente por sistemas de eletrodos de nível localizados dentro da caixa de acumulação/distribuição (FIGURA 4.4 e 4.5 c).



- | | |
|---|---|
| 1. Poço de visita do interceptor de esgotos | 6. Calha parshall |
| 2. Bomba submersível para recalque de esgoto com eletrodos de controle de nível | 7. Caixa de distribuição / acumulação equipada |
| 3. Tubulação de recalque ($\cdot 1\frac{1}{2}$ " | 8. Regulador de vazão |
| 4. Cesto coletor para material grosseiro | 9. Tubulação de alimentação ($\cdot \frac{3}{4}$ " |
| 5. Desarenador | 10. Reator UASB |
| | 11. Filtro biológico percolador |

FIGURA 4.4 - Diagrama esquemático do bombeamento de esgoto para o laboratório

4.3 Tratamento preliminar

Antes de alimentar os reatores, o esgoto sanitário passava por um sistema de tratamento preliminar, composto de cesto coletor e desarenador, para remoção do material grosseiro e areia, sendo depois encaminhado a um tanque de acumulação/distribuição. A FIGURA 4.5 ilustra o sistema de tratamento preliminar e as características das unidades que compõem o tratamento preliminar são fornecidas na TABELA 4.1.



FIGURA 4.5 - Chegada do esgoto bruto e cesto (a), caixa de areia e calha parshall (b), caixa de distribuição e eletrodos de nível (c)

TABELA 4.1- Características das unidades que compõem o tratamento preliminar

Unidade	Características
Cesto coletor de material grosseiro	Diâmetro: 20 cm, com furos laterais de 16 mm Altura: 25 cm
Caixa de areia	Largura: 10 cm Altura: 26 cm Comprimento: 75 cm Compartimentado em 3 câmaras, com registros de esfera de 3/4"
Calha Parshall	Garganta: W = 1"
Caixa de acumulação/distribuição	Largura: 60 cm Altura: 60 cm Comprimento: 100 cm Equipada com eletrodos de controle de nível e registro de esfera de 75 mm

Após passar pelo tratamento preliminar, o esgoto era recalcado para o reator UASB por uma bomba peristáltica marca Masterflex®, duas cabeças, 6 a 600 rpm.

4.4 Reator UASB

Depois do tratamento preliminar, o esgoto bruto era bombeado para alimentação do reator UASB (FIGURA 4.6). As características principais do reator UASB estão descritas na TABELA 4.2.

TABELA 4.2 - Características principais do reator UASB

Característica	Reator UASB
Material	acrílico
Diâmetro interno (mm)	300
Altura total (m)	4,20
Volume útil (L)	416
Vazão (L/h)	100

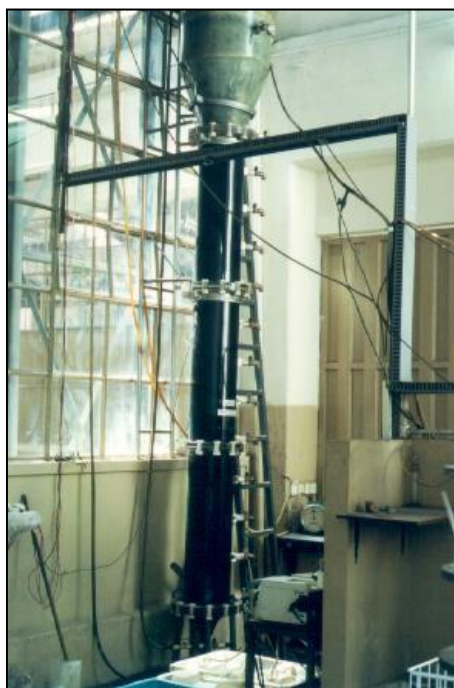


FIGURA 4.6 - Reator UASB em escala piloto

Após passar pelo reator UASB, o esgoto era dirigido para uma caixa de passagem e mantido continuamente misturado para evitar sedimentação de sólidos. Da caixa de passagem, o esgoto era recalado para o Filtro Biológico Percolador, por meio de uma bomba peristáltica Masterflex®, uma cabeça, rotação de 6 a 600 rpm.

4.5 Filtro Biológico Percolador (FBP)

O filtro biológico percolador, ilustrado nas figuras 4.7 e 4.8, era constituído de um compartimento de reação, com 85 cm de altura, 30 cm de diâmetro e preenchido com 60 litros de escória de alto forno (leito percolador) com 4 a 6 cm de dimensão. O esgoto efluente do reator UASB era distribuído na parte superior do filtro, por meio de um bico aspersor giratório, com 5 mm de diâmetro e afastado 10 cm do leito percolador. O leito percolador ficava assentado em uma placa perfurada com 300 mm de diâmetro e orifícios de $\frac{1}{2}$ " espaçados a cada 30 mm, por onde passava o líquido percolado. Abaixo da placa perfurada localizava-se o fundo falso, com diâmetro igual a 300mm e 20cm de altura, perfurado em toda sua lateral com orifícios de $\frac{1}{2}$ " de diâmetro. Estes orifícios permitiam a entrada ou saída de ar e, conseqüentemente, a aeração natural do compartimento de reação.

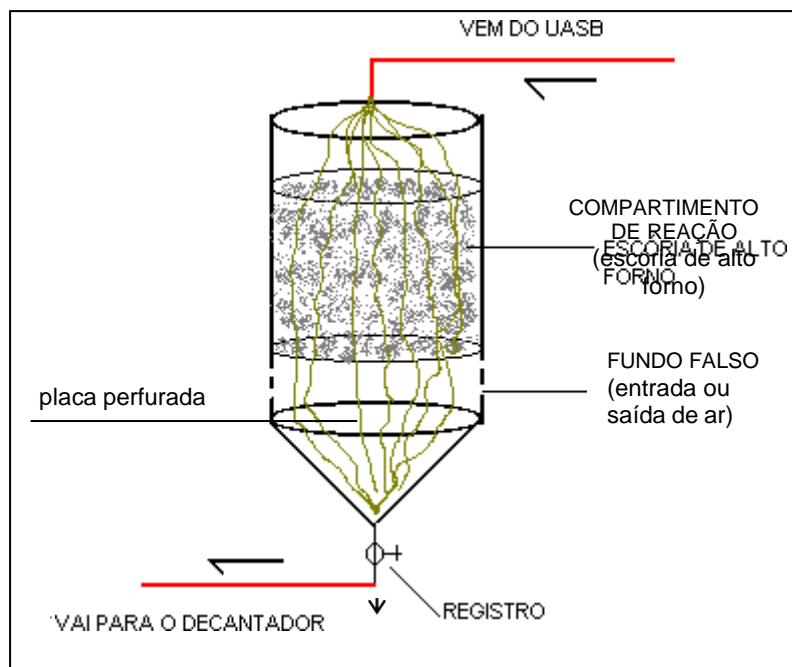


FIGURA 4.7 - Esquema do filtro biológico percolador

Após passar pelo filtro biológico percolador, o efluente percolado foi bombeado para o decantador por meio de uma bomba peristáltica Masterflex®, modelo 7521-40 com rotação de 6 a 600 rpm.

As características principais do Filtro Biológico Percolador estão descritas na TABELA 4.3.

TABELA 4.3 – Características do filtro biológico percolador

	Compartimento de reação	Fundo falso
Material	polipropileno	polipropileno
Material do leito	Escória de alto forno	
Diâmetro Interno (mm)	300	300
Altura total (m)	1,35	0,2
Altura do leito percolador (m)	0,85	-
Volume útil (L)	60	-
Área superficial (m ²)	0,071	-
Orifícios de ventilação	-	38 (diâmetro 1/2")

4.6 Decantador secundário

O decantador foi composto por uma seção cônica com 25 cm de altura e outra cilíndrica com 300 mm de diâmetro e altura de 85 cm, com área superficial de 0,071 m². A unidade dispunha de um registro de fundo para descarte do lodo, anteparo de retenção de espuma e conexão para saída do efluente. O efluente do decantador era conduzido a uma caixa de passagem, onde era mantido continuamente misturado para evitar a sedimentação dos sólidos, e de onde era bombeado para o fotorreator. As características principais do decantador são apresentadas na TABELA 4.4 e na FIGURA 4.8.

TABELA 4.4 – Características do decantador

Material	polipropileno
Diâmetro Interno (mm)	300
Altura total (m)	1,08
Altura útil (m)	0,85
Volume útil (L)	60
Área superficial (m ²)	0,071

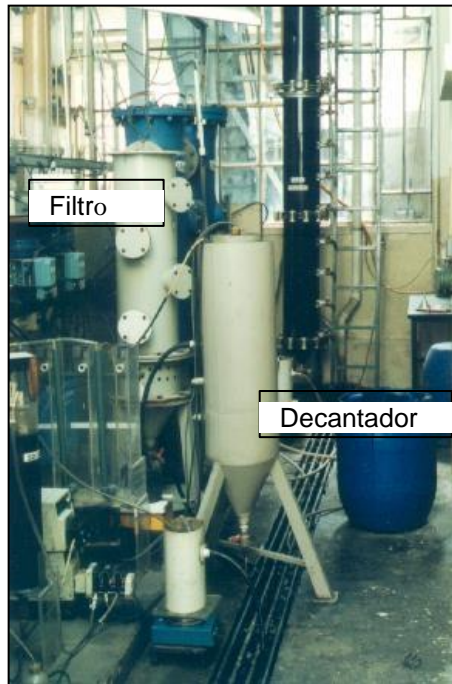


FIGURA 4.8 - Vista do Filtro Biológico Percolador e Decantador Externo

4.7 Fotorreator de radiação UV

4.7.1 Características construtivas

O Fotorreator desenvolvido a partir do modelo proposto por Pos et al. (2000), consistiu de uma unidade tubular, com uma lâmpada imersa em contato direto com o líquido. O tubo utilizado foi o PVC tipo esgoto, pintado externamente com tinta spray preta fosca, de diâmetro nominal 100 mm, com 45 cm de altura total. Nas partes inferior e superior do tubo, foram colocados caps de PVC, soldáveis, diâmetro nominal 100 mm, pintados externamente com tinta spray preta fosca, formando assim uma câmara cilíndrica. Em ambas extremidades da câmara cilíndrica foram feitos furos para a instalação das conexões elétricas, sendo que no furo da base da câmara foi colocado um anel de borracha para vedação.

No eixo da câmara de PVC foi adaptada uma lâmpada de vapor de mercúrio de baixa pressão, marca Philips, 26 mm de diâmetro, potência nominal de 15 W e de 3,6 W no comprimento de onda específico de 253,7 nm, o que corresponde a 24 % da potência nominal da lâmpada. Deve-se ressaltar que, em média, 85 % da luz emitida por uma lâmpada de baixa pressão é de radiação

com comprimento de onda germicida de 253,7 nm (DANIEL & CAMPOS, 1993, WRIGHT & CAIRNS, 1998). A lâmpada utilizada tem uma vida útil aproximada de 7000 horas, de acordo com os dados fornecidos pelo fabricante.

Apesar do PVC ser um material de baixo custo e grande facilidade comercial, fatores estes a serem considerados nos tratamentos de águas residuárias, não é adequado a este tipo de aplicação por não permitir a reflexão da radiação emitida pela fonte. O material ideal para o fotorreator seria o alumínio, por ser o metal que apresenta maior poder de reflexão para o comprimento de onda de 253,7 nm (DANIEL, 1993). O diâmetro de 100 mm assegurou uma distância da superfície da lâmpada de 75 mm, valor este recomendado como máximo para aplicações de radiação ultravioleta em processos de desinfecção (PARROTA & BEKDASH, 1998) citado por AGUIAR (2000).

Para o acionamento da lâmpada foi utilizado um reator convencional de 20 W e 118 V. O monitoramento da lâmpada foi feito através de um visor colocado na parte superior do fotorreator e de uma lâmpada piloto instalada no painel. O visor consistiu de um Joelho em PVC, de ½", roscável e vedado em uma das extremidades com acrílico transparente. As principais características do fotorreator são apresentadas na TABELA 4.5 e nas Figuras 4.9 e 4.10.

4.7.2 Características operacionais

O Fotorreator foi operado em regime de fluxo contínuo em todas as etapas e fases operacionais, com o esgoto proveniente do sistema UASB/FBP sendo bombeado para o interior do FR por meio de uma bomba peristáltica Masterflex[®], modelo 7521-40 com rotação de 6 a 600 rpm na Etapa 1 (fases 1, 2, e 3). Já na Etapa 1, fases 3, 4 e 5 e Etapa 2, fases 1, 2 e 3, foi necessária a utilização de uma bomba de maior capacidade de bombeamento, tendo em vista os baixos tempos de detenção hidráulica impostos ao FR. Em todas as etapas e fases operacionais, o esgoto ganhava a câmara de desinfecção pela parte inferior do FR e saía pela parte superior (VER FIGURAS 4.9 e 4.10).

Para o monitoramento de coliformes fecais e *Escherichia coli* na planta piloto, foram coletadas amostras do esgoto bruto e dos efluentes do reator UASB, do FBP e do FR compostas no período de 9:00 às 12:00 h. Foram realizadas no mínimo dez coletas por cada fase operacional.

A lâmpada UV permanecia ligada por 15 minutos, antes do início de cada coleta, com o FR ainda vazio. Após esse período de aquecimento da lâmpada, os efluentes do FBP (Etapa 1) e do reator UASB (Etapa 2) eram bombeados para o fotorreator. Quando o mesmo entrava em regime de funcionamento em fluxo contínuo, eram descartados os primeiros 20 litros do efluente e, posteriormente, eram coletados 10 litros para análise. Após a coleta, era feita a limpeza da lâmpada, com água corrente e esponja.

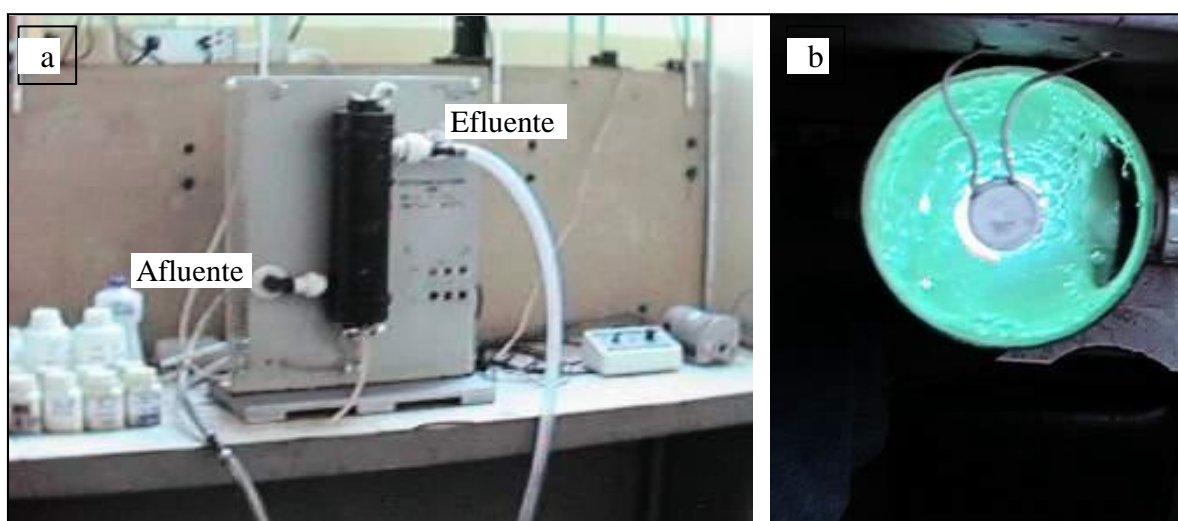


FIGURA 4.9 - Vista externa (a) e superior (b) do Fotorreator

TABELA 4.5 - Principais características do fotorreator

Volume de reação: 2,20 L	Potência da lâmpada: 15 W
Geometria: cilíndrica	Potência de radiação a 253,7 nm: 3,6W
Material da câmara de desinfecção: PVC	Marca: Philipps
Altura total: 45 cm	Modelo: G15T8
Diâmetro externo: 100 mm	Área média irradiada: 537,4 cm ²
Diâmetro interno: 98 mm	Profundidade média da lâmina: 4,09 cm
Diâmetro da lâmpada: 26 mm	Sentido do fluxo: paralelo à lâmpada

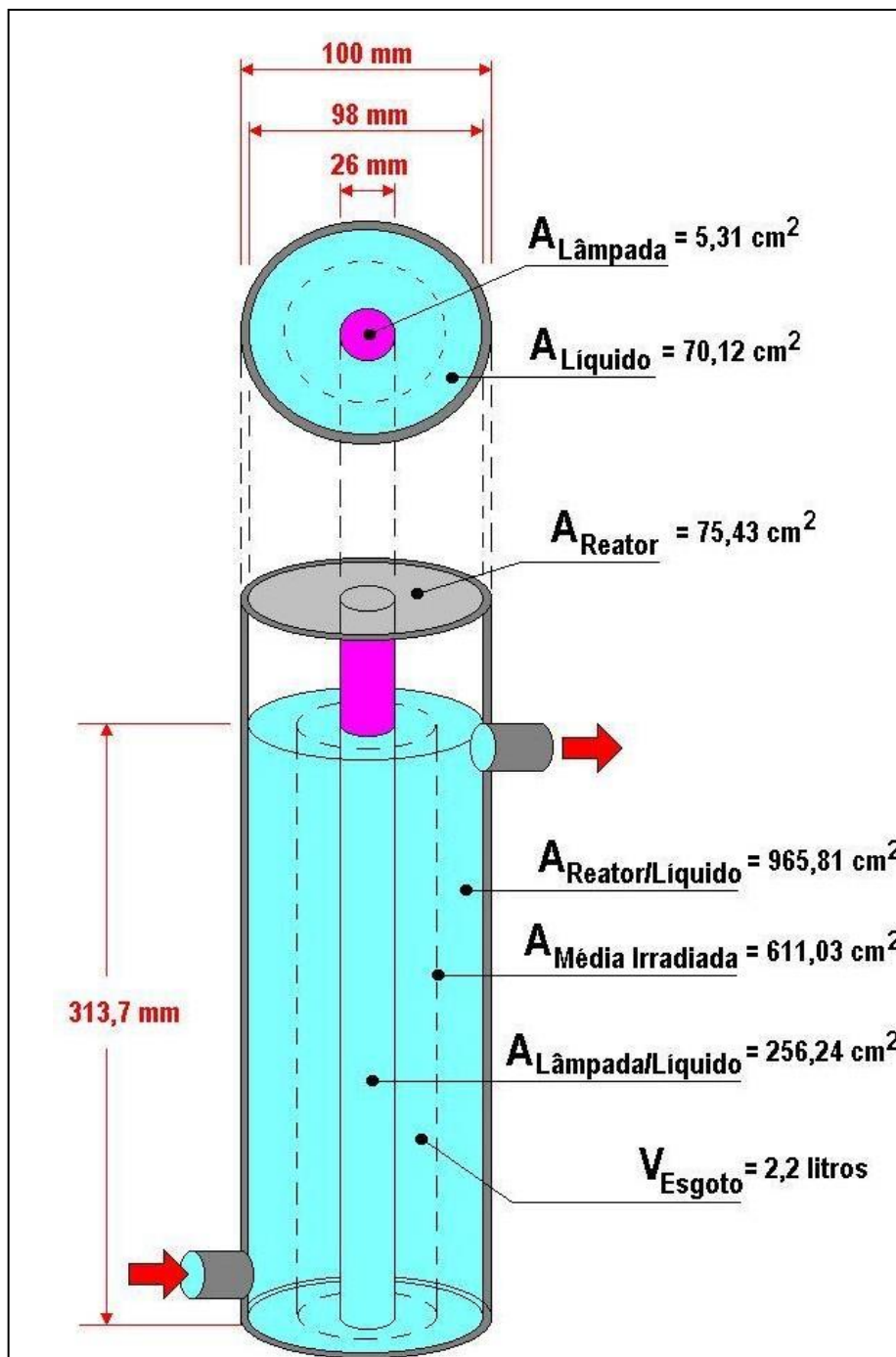


FIGURA 4.10 - Configuração e elementos do fotorreator

4.8 Etapas e fases operacionais

Os trabalhos foram realizados em três etapas distintas, conforme caracterização feita a seguir:

4.8.1 Etapa 1

Na Etapa 1, foram realizados testes para avaliação da eficiência de inativação dos microrganismos indicadores (Coliformes totais e *Escherichia coli*) do efluente de tratamento secundário do sistema reator UASB / Filtro Biológico Percolador (FBP).

A Etapa 1, foi subdividida em seis fases operacionais. Em todas as fases operacionais, as características de funcionamento do tratamento preliminar e do reator UASB foram mantidas constantes, tendo variado apenas a taxa de aplicação superficial no Filtro Biológico Percolador, durante a fase 1, conforme mostrado na TABELA 4.6. Quanto ao Fotorreator, este foi operado com diferentes tempos de detenção hidráulica (θ_h), variando de 300 a 20 segundos, configurando seis fases operacionais distintas (Ver TABELA 4.6).

TABELA 4.6 – Principais características da Etapa 1

Fase operacional	FR		TAS - FBP	Nº de testes
	θ_h (s)	Tipo de efluente	(m ³ /m ² .d)	
1	300	Filtro Biológico	20,4	10
2	300	Filtro Biológico	30,6	12
3	150	Filtro Biológico	30,6	10
4	60	Filtro Biológico	30,6	10
5	40	Filtro Biológico	30,6	10
6	20	Filtro Biológico	30,6	10

Legenda: TAS: Taxa de aplicação superficial;
FBP: Filtro Biológico Percolador;
 θ_h : Tempo de detenção hidráulica.

4.8.2 Etapa 2

Os experimentos da Etapa 2 consistiram de testes para avaliação da eficiência de inativação dos microrganismos indicadores (Coliformes Totais e *Escherichia coli*) do efluente do reator anaeróbio de manta de lodo - UASB. A Etapa 2 foi subdividida em três fases operacionais de acordo com o tempo de exposição à radiação UV no FR, que variou de 40 a 120 s, conforme apresentado na TABELA 4.7. As características do tratamento preliminar e do reator UASB foram mantidas constantes.

TABELA 4.7 – Principais características da Etapa 2

Fase operacional	FR		Nº de testes
	θ_h (s)	Tipo de efluente	
1	40	Reator UASB	10
2	60	Reator UASB	10
3	120	Reator UASB	10

Legenda: TAS: Taxa de aplicação superficial no FBP; θ_h : Tempo de detenção hidráulica no FR

4.8.3 Etapa 3

Os experimentos referentes a Etapa 3 basearam-se na avaliação da eficiência do sistema de desinfecção em termos de inativação de ovos de *Ascaris lumbricoides* presentes no efluente do FBP. Estes experimentos foram conduzidos em três fases distintas, que se caracterizaram por diferentes tempos de exposição à radiação ultravioleta, conforme apresentado na TABELA 4.8.

TABELA 4.8 – Principais características da Etapa 3

Fase operacional	FR		TAS - FBP	Nº de testes
	θ_h (s)	Tipo de efluente	(m ³ /m ² .d)	
1	20	Filtro Biológico	30,6	2
2	40	Filtro Biológico	30,6	2
3	60	Filtro Biológico	30,6	2

Legenda: TAS: Taxa de aplicação superficial no FBP; θ_h : Tempo de detenção hidráulica;

4.9 Monitoramento da planta piloto

A planta piloto foi monitorada durante as três etapas da pesquisa, com a avaliação dos seguintes parâmetros físico-químicos e microbiológicos principais: temperatura, pH, sólidos suspensos totais, DQO, coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de *Ascaris lumbricoides*. Todas as análises, exceto ovos de helmintos, foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20^a. ed.(AWWA/APHA/WEF, 1998). Para as análises de coliformes totais e *Escherichia coli* foi empregada a técnica de substrato cromogênico (Colilert). As análises de ovos de helmintos foram realizadas utilizando a técnica de incubação adaptada por ZERBINI & CHERNICHARO, conforme procedimentos descritos no item 4.10.2.

4.10 Análises de *Ascaris lumbricoides*

4.10.1 Preliminares

Para avaliar a eficácia da radiação ultravioleta em relação à viabilidade de ovos de *Ascaris lumbricoides* (Etapa 3 da pesquisa), tornou-se necessária a implementação de uma rotina de trabalho bastante ampla, que envolveu desde a coleta de vermes adultos de *Ascaris lumbricoides*, retiradas de fezes de crianças infectadas, até a extração dos ovos do útero das fêmeas adultas. Estes ovos foram então homogeneizados, resultando em uma suspensão que foi posteriormente centrifugada e lavada com água destilada, para posterior preservação a 4 °C. O passo seguinte foi a inoculação de uma alíquota dos ovos de *Ascaris*, em uma caixa contendo 100 L do efluente do FBP (Ver Figura 4.11), almejando-se conseguir uma concentração final superior a 100 ovos/L (preferencialmente da ordem de 300 ovos/L). Esta concentração elevada objetivou facilitar a recuperação, e posterior observação, de uma quantidade representativa de ovos de *Ascaris*.

O esgoto no interior da caixa de 100 L foi mantido continuamente misturado, a fim de evitar a sedimentação dos ovos. Da caixa, o esgoto era então bombeado para o fotorreator, de acordo com as características operacionais apresentadas na TABELA 4.8. Após o fotorreator atingir o regime de operação em fluxo contínuo, os primeiros 20 L do efluente eram descartados, correspondendo a aproximadamente 10 vezes o volume do fotorreator. Posteriormente, foram recolhidas amostras do afluente (caixa de 100 L) e do efluente do FR para processamento, conforme detalhado no item 4.10.2.

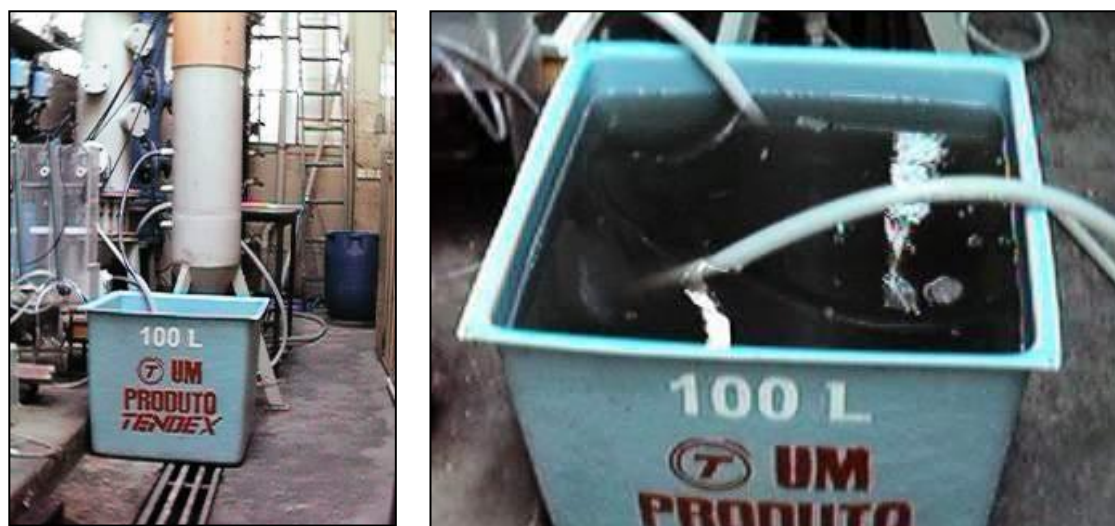


FIGURA 4.11 - Caixa de 100 L recebendo esgoto do FBP e efluente do FBP inoculado com ovos de *Ascaris*

4.10.2 Processamento das amostras

Tendo em vista a inexistência de procedimentos padronizados para avaliação da viabilidade de ovos de helmintos em amostras de efluentes líquidos, foram feitas adaptações na técnica de incubação, conforme descrito por ZERBINI & CHERNICHARO (2001). Os procedimentos básicos da técnica de incubação adaptada são apresentados a seguir e ilustrados nas Figuras 4.12 a 4.17.

- a) Coletar uma amostra de esgoto de volume conhecido ($V_i = 5$ litros).
- b) Deixar a amostra sedimentar em um balde por um período de 24 horas. Remover o sobrenadante usando uma bomba de sucção ou um sifão, garantindo que fique no recipiente um volume de aproximadamente 1L.
- c) Transferir, cuidadosamente, o sedimento para os tubos da centrífuga, enxaguando o balde com solução Triton X-100 ou Tween 80.
- d) Distribuir a amostra em frascos de centrífuga e proceder à centrifugação a 1.000 g durante 5 minutos.
- e) Descartar o sobrenadante, ressuspender os sedimentos em solução salina (NaCl a 0,85%).
- f) Agitar com o equipamento tipo Vortex.
- g) Centrifugar novamente a 1.000 g durante 5 minutos e descartar o sobrenadante; repetir o procedimento até obter um sobrenadante claro.
- h) Após descartar o sobrenadante da última etapa de centrifugação, transferir todo o sedimento restante para um tubo de centrífuga de 50 mL de capacidade. Utilizar solução de sulfato de zinco para auxiliar na lavagem do tubo e transferência do sedimento.
- i) Adicionar mais solução de sulfato de zinco, até completar o volume de 25 mL, e agitar com Vortex. Completar novamente com sulfato de zinco até obter o volume final de 50 mL e agitar novamente com Vortex. Centrifugar a 1.000 g durante três minutos.
- j) Transferir o sobrenadante para o recipiente de filtração a vácuo e proceder à filtração em membrana de 47 mm e porosidade de 0,45 μm .
- k) Ao término da filtração, retirar a membrana e raspar o material retido, com o auxílio de uma lamínula, para uma placa de Petri contendo 10 mL de ácido sulfúrico a 0,1 N.
- l) Envolver a placa com papel alumínio e colocá-la em uma incubadora a 28 °C, onde deverá permanecer durante 28 dias. É necessário que se proceda uma aeração da placa em dias alternados. Quando da aeração, verificar se ocorreu evaporação parcial do volume do conteúdo da placa de Petri e completar com ácido sulfúrico, caso necessário.

m) Após 28 dias, retirar uma alíquota bem homogeneizada da amostra final, com o auxílio de uma pipeta de Pasteur, e transferir para a câmara de Sedgewick Rafter. Examinar no microscópio, em objetivas de 10x ou 40x, e contar os ovos viáveis (com larva) e não viáveis. Para uma melhor representatividade dos resultados, deve-se fazer a leitura de mais de uma câmara, preferencialmente três, e calcular a média aritmética das contagens obtidas.

Nota: antes de retirar as alíquotas do conteúdo da placa, para contagem na câmara de Sedgewick Rafter, medir o volume total do conteúdo da placa (V_f).

O número final de ovos viáveis e não viáveis da amostra de esgotos é calculado por meio da Equação 1:

$$N = \frac{(N_c \times V_f)}{V_i \times V_v} \quad \text{Equação 4.1}$$

na qual:

N: número de ovos (ovos/litro)

N_c : número médio de ovos contados nas câmaras de Sedgewick Rafter (n° de ovos)

V_f : volume do conteúdo final da placa de Petri (mL)

V_c : volume da câmara de Sedgewick Rafter (1 mL)

V_i : volume original da amostra (ver procedimento "a")



FIGURA 4.12 - Remoção do sobrenadante após o período de sedimentação. (procedimentos "a" e "b")



FIGURA 4.13 - Concentração da amostra por centrifugação (procedimentos "d" e "g")



FIGURA 4.14 - Adição de Cloreto de Sódio para clareamento da amostra (procedimento "e")



FIGURA 4.15 - Homogeneização da amostra com Vortex (procedimento "f")



FIGURA 4.16 - Filtração do sobrenadante (procedimento "j")



FIGURA 4.27 - Membrana de 47 mm e 0,45 μ de porosidade contendo os ovos

FIGURAS 4.12 a 4.17 - Ilustração fotográfica dos procedimentos para preparação da amostra e análise de viabilidade de ovos de helmintos

4.11 Determinação da dose de radiação UV

A intensidade média de radiação ultravioleta relativa ao volume do líquido no reator foi medida através de teste actinométrico. O método actinométrico utiliza-se de reações fotoquímicas que podem avaliar a intensidade da radiação. Os produtos químicos utilizados são padronizados, conhecendo-se o rendimento quântico, ou seja, a quantidade de produto formado por quantidade de radiação absorvida (mol de produto/einstein) (CHERNICHARO et al, 2001).

A substância utilizada como actinômetro foi o ferrioxalato de potássio, proposta por HATCHARD e PARKER (DANIEL & CAMPOS, 1993). O ferrioxalato de potássio é reduzido quando exposto à radiação ultravioleta, apresentando rendimento quântico de 1,26 moles de Fe^{+2} por einstein (1 einstein = 1 mol de fótons) para comprimentos de onda inferiores a 436 nm. Como nas lâmpadas de baixa pressão de vapor de mercúrio a emissão média de radiação ultravioleta para comprimentos de onda abaixo de 280 nm é de 86% de sua energia a 254 nm, pode-se considerar que a redução do ferrioxalato de potássio é somente devida a este comprimento de onda (DANIEL & CAMPOS, 1993).

A cinética deste teste de actinometria pode ser acompanhado medindo-se a concentração molar de Fe^{+2} formado como uma função do tempo. A concentração molar de Fe^{+2} é medida através da medida da absorvância do complexo Fe^{+2} fenantrolina, de cor vermelha a 510 nm. Íons férrico formam somente um leve complexo com fenantrolina, o qual é transparente a 510 nm.

A dose média por volume de líquido irradiado pode ser calculada pela Equação 4.2 (DANIEL & CAMPOS, 1993).

$$D = \frac{[Fe^{+2}]_d - [Fe^{+2}]_a}{\phi Fe} \times 4,719 \times 10^5 \quad \text{Equação 4.2}$$

na qual:

D = dose de radiação ultravioleta de comprimento de onda de 254 nm (mWs/cm^3);

$[Fe^{+2}]_d$ = concentração molar de Fe^{+2} depois da irradiação (mol/L)

$[Fe^{+2}]_a$ = concentração molar de Fe^{+2} antes da irradiação (mol/L)

ϕFe = rendimento quântico de Fe^{+2} no comprimento de onda de 254 nm (mol/einstein)

A dose aplicada à superfície irradiada (mW.s/cm^2) foi calculada multiplicando-se a dose média por volume, calculada conforme a Equação 4.2, por uma profundidade média da lâmina do reator. Foi assumida a mesma condição admitida por HARRIS et. al. (1987) para reatores anulares:

- admitindo-se 100 % de reflexão da radiação UV, a área irradiada é a área das paredes do reator em contato com o líquido;
- admitindo-se que não há nenhuma reflexão da radiação UV (100 % de absorção pelo líquido e paredes do reator), a área irradiada é a área da parede de lâmpada.

Como profundidade média da lâmina (L), foi considerado o resultado da divisão do volume do líquido no reator (2,2 litros) pela área média irradiada. A área média irradiada foi calculada pela seguinte equação (Ver também a FIGURA 4.10):

$$A_M = \frac{A_R + A_L}{2} \quad \text{Equação 4.3}$$

Sendo:

A_R = Área da parede do reator em contato com o líquido, em cm^2 ;

A_L = Área da parede da lâmpada em contato com o líquido, em cm^2 .

4.12 Determinação da profundidade média da lâmina

A profundidade média da lâmina foi determinada a partir da configuração do fotorreator utilizado. Os elementos referentes à configuração do fotorreator são:

Diâmetro externo do reator: 100 mm	Área das paredes do reator em contato com os esgotos: $\Pi \times D_R \times h$
Diâmetro interno do reator: 98 mm	
Diâmetro externo da lâmpada: 26 mm	Altura do líquido: Volume / área ocupada pelos esgotos
Área do reator (A_R) = $\Pi D_R^2/4$	Área das paredes da lâmpada em contato com os esgotos: $\Pi \times D_L \times h$
Área da lâmpada (A_L) = $\Pi D_L^2/4$	Área média Irradiada (A_M): $(A_R + A_L)/ 2$
Área ocupada pelo esgoto no reator: $A_R - A_L$	Profundidade média da lâmina (L): V / A_M

A dose aplicada à superfície irradiada ($\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$) foi determinada pela seguinte expressão:

$$D = \frac{(Fe^{+2}) - (Fe^{+2})_0}{\phi Fe} \times 4,719 \times 10^{-5} \times L \quad \text{Equação 4.4}$$

As características do fotorreator utilizado estão relacionadas na TABELA 4.5 e na FIGURA 4.10.

4.13 Roteiro para o teste actinométrico

- a) Preparar todas as soluções pertinentes ao teste, de preferência, com antecedência de 24h;
- b) Acender as lâmpadas vermelhas da câmara escura e acomodar, em seu interior: o fotorreator, o espectrofotômetro, os balões volumétricos de 50 mL contendo as soluções de diluição, as pipetas, béqueres para descarte, peras, funil de vidro, a solução de oxalato de potássio, a solução de sulfato férrico e o ácido sulfúrico concentrado; SOLUÇÃO TAMPÃO DE ACETATO, SOLUÇÃO DE FENANTROLINA
- c) Misturar as soluções de sulfato férrico e oxalato de potássio no galão;
- d) Com o auxílio de uma pinça vedar todas as mangueirinhas do fotorreator;
- e) Ligar a lâmpada do fotorreator no mínimo 15 minutos antes do teste para aquecê-la. O teste deverá ser feito em câmara escura iluminada com lâmpada vermelha de laboratório fotográfico e devidamente protegida de luz do sol e/ou de lâmpada comum;
- f) Após os 15 minutos, misturar as soluções de A+B protegido da luz, e adicionar no fotorreator com a lâmpada desligada.
- g) Coletar 5 ml de amostra não exposta à radiação UV;
- h) Ligar a lâmpada do fotorreator e aguardar fazer as coletas nos tempos pré-estabelecidos;
- i) Coletar amostra nº 1 e fazer o descarte da solução da mangueirinha aproximadamente 2ml;
- j) Proceder desta maneira e anotar os valores na TABELA 4.9, conforme os intervalos de tempo planejado;

TABELA 4.9 – Testes actnométricos

Nº da amostra	tempo	tempo total	volume da amostra (mL)	absorvância
Branco				
Amostra sem UV	0			
1				
2				
3				
4				
5				

- k) Acrescentar, a cada balão volumétrico de 50 mL, 10 mL de solução fenantrolina, 5 mL de solução tampão de acetato, 1 mL de ácido sulfúrico concentrado, completar o volume com água deionizada e fazer a leitura no espectrofotômetro, anotando os valores obtidos, na TABELA 4.9 acima;
- l) Desligar o fotorreator, esvaziá-lo e lavá-lo com água deionizada.
- m) Adicionar a solução de oxalato de potássio monohidratado e em seguida a solução de sulfato férrico pentahidratado e retirar uma pequena amostra 5,0 mL após alguns minutos, sempre com o cuidado de retirar o conteúdo residual da mangueirinha de coleta e fazer a leitura da absorvância no espectrofotômetro, a um comprimento de onda de 510 nm, imediatamente, e protegendo a amostra contra a luz. Após esta primeira amostra proceder da seguinte maneira conforme a TABELA 4.9, ligar a lâmpada num determinado intervalo de tempo e desligar novamente. Retirar o excesso residual da mangueirinha e coletar uma amostra de 5,0 mL e fazer a leitura imediatamente.

4.14 Construção da curva de calibração

No ensaio da actnometria, a concentração de Fe^{2+} resultante da irradiação UV sobre a solução de ferrioxalato de potássio é relacionada à absorvância da amostra irradiada a 510 nm. Desta forma, é necessária a construção de uma curva de calibração, tornando possível a determinação da concentração de Fe^{2+} nas amostras dos ensaios de actinometria através da leitura de seus valores de absorvância a 510 nm.

A construção da curva de calibração teve como base a metodologia proposta pelo “*Standard Methods the Examination of Water and Wastewater*” 18ª Ed..

RESULTADOS E DISCUSSÃO

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Preliminares

Conforme exposto no item 4.1, os experimentos foram realizados em três etapas, com fases operacionais distintas. Nas Etapas 1 e 2 foram realizados testes para avaliação da eficiência do Fotorreator na inativação dos microrganismos indicadores (Coliformes totais e *Escherichia coli*), enquanto na Etapa 3 foi avaliada a eficiência na inativação de ovos *Ascaris lumbricoides*. O Fotorreator foi operado com diferentes tempos de detenção hidráulica (θ_h), variando de 300 a 20 segundos, configurando as diversas fases operacionais em cada etapa.

5.2 Dose de radiação UV

Para a determinação da intensidade média de radiação ultravioleta, relativa ao volume do líquido no fotorreator, foi utilizado o ferrioxalato de potássio, uma substância actinométrica que sofre reações fotoquímicas em comprimentos de onda específicos (DANIEL & CAMPOS, 1993), conforme procedimentos descritos no item 4.13. A dose média, por volume de líquido irradiado, foi calculada pela Equação 4.2 e a dose média aplicada à superfície irradiada foi determinada pela Equação 4.4.

A concentração de Fe^{2+} , resultante da radiação UV sobre a solução de ferrioxalato de potássio, é relacionada à absorvância da amostra irradiada a 510 nm. Assim, foi construída uma curva de calibração (ver FIGURA 5.1), para determinar a concentração de Fe^{2+} nas amostras dos ensaios de actinometria, através da leitura de seus valores de absorvância a 510 nm.

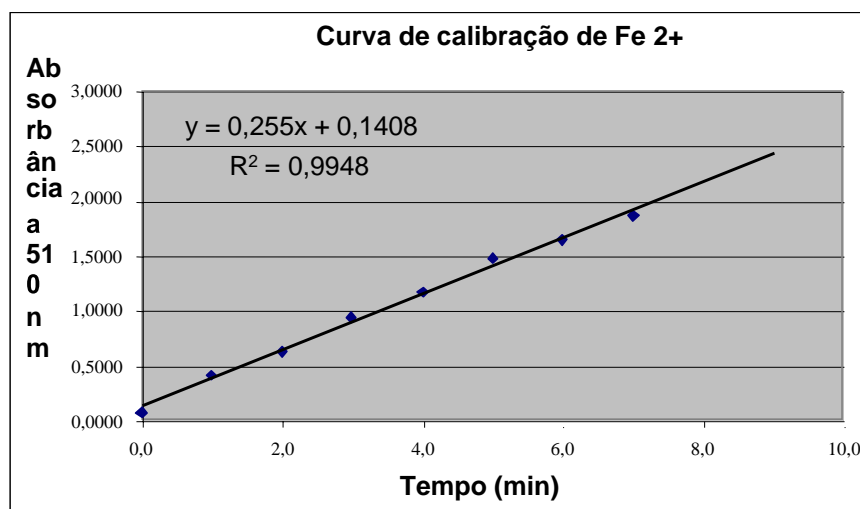


FIGURA 5.1 Curva de calibração de Fe^{2+}

Os testes actinométricos, desenvolvidos de acordo com os procedimentos descritos no item 4.13, possibilitaram a determinação das doses de radiação do Fotorreator, por volume de líquido irradiado, conforme apresentado na TABELA 5.1.

TABELA 5.1 – Dose por unidade de volume

Tempo (s)	α 510 nm	[Fe ²⁺] (mg/L)	[Fe ²⁺] (mol/L)	Dose (mW.s/cm ³)
0	0,0830	0,214	3,83 x 10 ⁻⁶	-
60	0,0430	0,953	1,71 x 10 ⁻⁵	4,9579
120	0,639	1,692	3,03 x 10 ⁻⁵	9,9159
180	0,937	2,432	4,35 x 10 ⁻⁵	14,8738
240	1,173	3,171	5,68 x 10 ⁻⁵	19,8318
300	1,489	3,910	7,00 x 10 ⁻⁵	24,7897
420	1,870	5,589	9,65 x 10 ⁻⁵	34,7056

Conhecidas as doses de radiação por volume de líquido (TABELA 5.1), foram determinadas a intensidade média na superfície e a dose média por superfície irradiada, conforme resultados apresentados na TABELA 5.2

TABELA 5.2 – Intensidade e dose no fotorreator

θ_h (s)	I_M (mW.cm ²)	Dose ($I_M \times \theta_h$) (mW.s/cm ²)
300	0,338	101,4
300	0,338	101,4
150	0,338	50,7
120	0,338	40,6
60	0,338	20,9
40	0,338	13,6
20	0,338	6,7

θ_h : tempo de detenção hidráulica (tempo de exposição)

5.3 Resultados da Etapa 1 (Fotorreator após FBP)

5.3.1 Considerações preliminares

Os experimentos da Etapa 1 buscaram avaliar a eficiência do sistema composto de reator UASB, Filtro Biológico Percolador (FBP) e Fotorreator UV (FR), em termos de inativação de Coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (EC).

O reator UASB foi operado com um tempo de detenção hidráulica médio de 4 horas (velocidade ascensional média igual a 1,4 m/h) em todas as fases. A TABELA 4.6 fornece as características operacionais referentes a cada fase operacional da Etapa1.

5.3.2 Inativação de coliformes totais

Os resultados consolidados dos experimentos de inativação de Coliformes totais estão apresentados na TABELA 5.3, enquanto os resultados dos testes ao longo das fases operacionais são mostrados nas FIGURAS 5.2 a 5.7.

Pela análise da TABELA 5.3, observa-se que o esgoto bruto apresentou elevadas concentrações de coliformes totais em todas as seis fases, com valores médios variando entre $3,2 \times 10^9$ a $7,5 \times 10^9$ NMP/100 mL. Nos efluentes do reator UASB e do FBP, as concentrações de coliformes totais também foram bastante elevadas, uma vez que, conforme esperado, as unidades que compõem o tratamento biológico apresentam baixas eficiências de remoção de coliformes totais.

Para o reator UASB, isoladamente, foram obtidas eficiências médias de 90 a 97% de remoção coliformes totais. No sistema UASB/FBP, foram obtidas eficiências médias de remoção de coliformes totais da ordem 93 a 97 % (inferior a 2 unidades logarítmicas).

Com relação aos resultados obtidos para o efluente do fotorreator, as eficiências médias de inativação ficaram sempre próximas, ou acima, de 4 unidades logarítmicas (99,99% de eficiência), exceto para a fase operacional 6, quando o fotorreator operou com tempo de detenção hidráulica de 20 s – dose de $6,7 \text{ mW.s/cm}^2$. Mesmo para a fase 6, as eficiências médias de inativação de coliformes totais ficaram próximas de 3 unidades logarítmicas (99,9%), demonstrando a elevada capacidade de desinfecção do fotorreator.

TABELA 5.3 - Estatística básica dos resultados de coliformes totais

Fases	Parâmetros	Concentrações no esgoto bruto e nos efluentes (NMP/100mL)				Eficiências de remoção e de inativação (%)		
		Esgoto bruto	Reator UASB	FBP	FR-UV	Reator UASB	Sistema UASB/FBP	FR-UV
	SST (mg/L)			39				
1	Média geométrica	4,3 x 10 ⁹	1,1x 10 ⁸	1,1x 10 ⁸	1,3 x 10 ³	97,4419	97,4419	99,9988
	Valor máximo	1,2 x 10 ¹⁰	9,2 x 10 ⁸	4,6 x 10 ⁸	2,4 x 10 ⁴			
	Valor mínimo	1,2 x 10 ⁹	1,2 x 10 ⁷	2,2 x 10 ⁷	3,0 x 10 ¹			
	Desvio padrão	3,3 x 10 ⁹	2,8 x 10 ⁸	1,4 x 10 ⁸	7,6 x 10 ³			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			71				
2	Média geométrica	3,3 x 10 ⁹	2,0x 10 ⁸	1,7 x 10 ⁸	1,2 x 10 ⁴	93,9394	94,8485	99,9929
	Valor máximo	1,0 x 10 ¹⁰	8,2 x 10 ⁸	1,0 x 10 ⁹	2,4 x 10 ⁴			
	Valor mínimo	1,4 x 10 ⁸	2,1 x 10 ⁷	1,8 x 10 ⁷	1,5 x 10 ³			
	Desvio padrão	3,3 x 10 ⁹	2,6 x 10 ⁸	3,4 x 10 ⁸	8,5 x 10 ³			
	Número de dados	12	12	12	12			
	SST (mg/L)			40				
3	Média geométrica	3,2 x 10 ⁹	3,1 x 10 ⁸	1,9 x 10 ⁸	3,0 x 10 ³	90,3125	94,0625	99,9984
	Desvio padrão	3,0 x 10 ⁹	2,2 x 10 ⁸	4,4 x 10 ⁸	9,2 x 10 ³			
	Valor máximo	1,0 x 10 ¹⁰	8,2 x 10 ⁸	1,4 x 10 ⁹	2,4 x 10 ⁴			
	Valor mínimo	3,4 x 10 ⁸	9,3 x 10 ⁷	2,4 x 10 ⁷	6,3 x 10 ¹			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			52				
4	Média geométrica	4,1 x 10 ⁹	2,3 x 10 ⁸	2,6 x 10 ⁸	8,8 x 10 ³	94,3902	93,6585	99,9966
	Valor máximo	2,4 x 10 ¹⁰	2,4 x 10 ⁹	1,7 x 10 ⁹	5,2 x 10 ⁴			
	Valor mínimo	2,0 x 10 ⁸	1,9 x 10 ⁷	2,3 x 10 ⁷	6,8 x 10 ²			
	Desvio padrão	1,1 x 10 ¹⁰	8,2 x 10 ⁸	5,6 x 10 ⁸	1,5 x 10 ⁴			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			43				
5	Média geométrica	7,5 x 10 ⁹	2,8 x 10 ⁸	1,4 x 10 ⁸	6,3 x 10 ³	96,2667	98,1333	99,9955
	Valor máximo	2,4 x 10 ¹⁰	7,7 x 10 ⁸	2,9 x 10 ⁸	1,6 x 10 ⁴			
	Valor mínimo	1,2 x 10 ⁹	8,1 x 10 ⁷	4,5 x 10 ⁷	2,1 x 10 ³			
	Desvio padrão	8,4 x 10 ⁹	2,4 x 10 ⁸	8,6 x 10 ⁷	5,0 x 10 ³			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			29				
6	Média geométrica	4,3 x 10 ⁹	2,1 x 10 ⁸	9,0 x 10 ⁷	8,1 x 10 ⁴	95,1163	97,9070	99,9100
	Valor máximo	2,0 x 10 ¹⁰	5,2 x 10 ⁸	2,6 x 10 ⁸	4,1 x 10 ⁵			
	Valor mínimo	1,6 x 10 ⁹	3,0 x 10 ⁷	1,6 x 10 ⁷	1,9 x 10 ⁴			
	Desvio padrão	5,4 x 10 ⁹	1,5 x 10 ⁸	1,1 x 10 ⁸	1,3 x 10 ⁵			
	Número de dados	10	10	10	10			

Ressalta-se que estas elevadas eficiências de inativação foram obtidas para doses variando entre 101,4 mW.s/cm² (tempo de detenção hidráulica de 300 s) e 13,6 mW.s/cm² (tempo de detenção hidráulica de 40 s) e teores médios de sólidos suspensos no efluente do FBP na faixa de 39 a 52 mgSS/L, exceto para a fase operacional 2 quando a concentração média foi de 80 mgSS/L, o que implicou na redução da eficiência de inativação em aproximadamente 1 unidade logarítmica. A menor concentração média de sólidos suspensos no efluente do FBP (29 mgSS/L) ocorreu na fase operacional 6, observando-se, no entanto, a menor eficiência de inativação de coliformes totais nesta fase, evidenciando a insuficiência da dose de radiação UV aplicada.

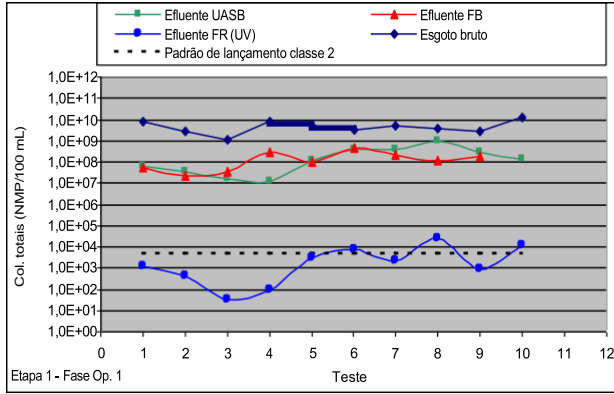


Fig. 5.2 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

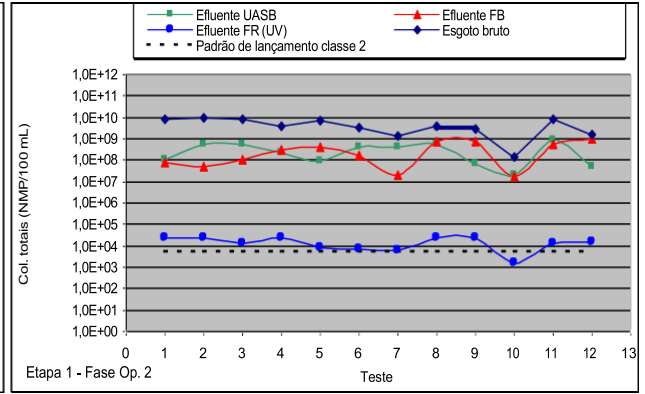


Fig.5.3 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

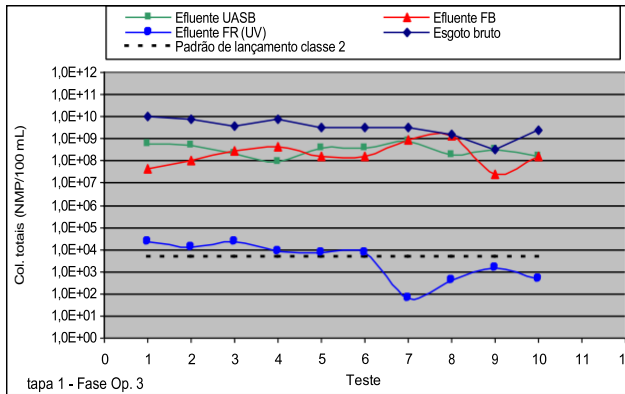


Fig. 5.4 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

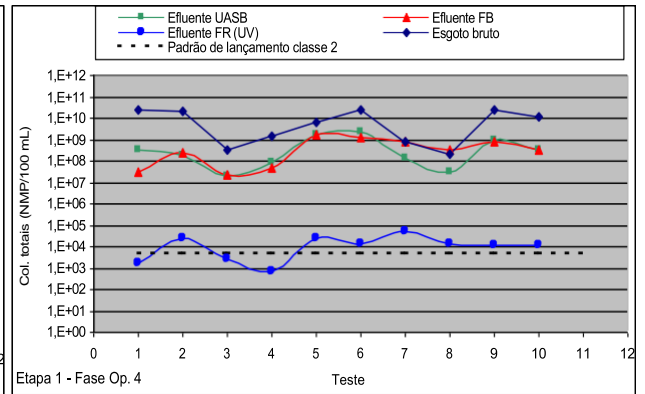


Fig. 5.5 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

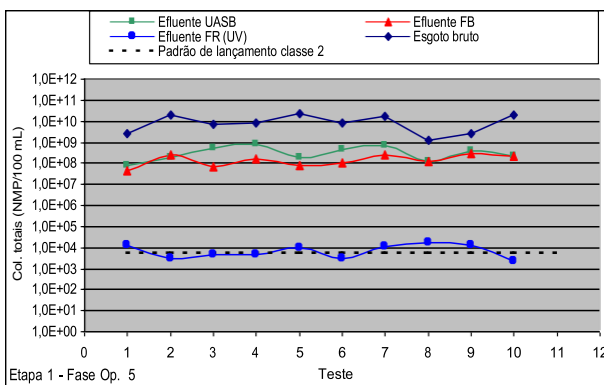


Fig. 5.6 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

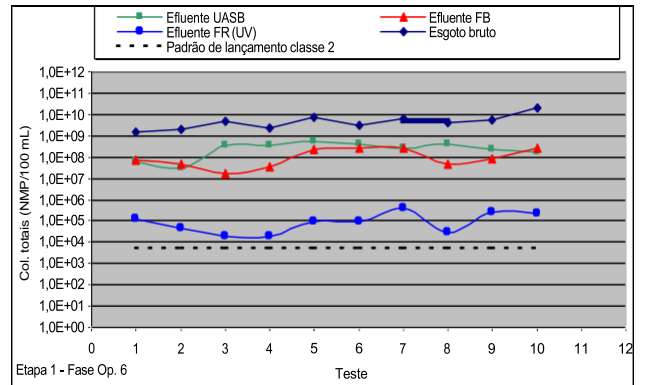


Fig. 5.7 – Concentrações de colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

Apesar das elevadas eficiências de inativação de coliformes totais, conforme mostrado na TABELA 5.3 e visualizado nas FIGURAS 5.2 a 5.7, procedeu-se uma análise estatística complementar, a fim de se avaliar os percentuais de atendimento ao limite máximo admitido para corpos d'água de classe 2 (5.000 NMP/100 mL), de acordo com o que estabelece a Resolução CONAMA N^o 20, de 18/06/1986). Para tanto, foram elaboradas as FIGURAS 5.8 a 5.13, que mostram a distribuição percentual das concentrações de coliformes totais durante as fases operacionais. Com base nestas figuras, pode-se observar que apenas os resultados da fase operacional 1 foram satisfatórios, onde 70 % dos mesmos ficaram abaixo de 5000 NMP/100 mL. Para as demais fases, o percentual de atendimento não chegou a 50%, sendo que, na fase 6, 100% dos resultados ficaram acima do limite estabelecido para a classe 2.

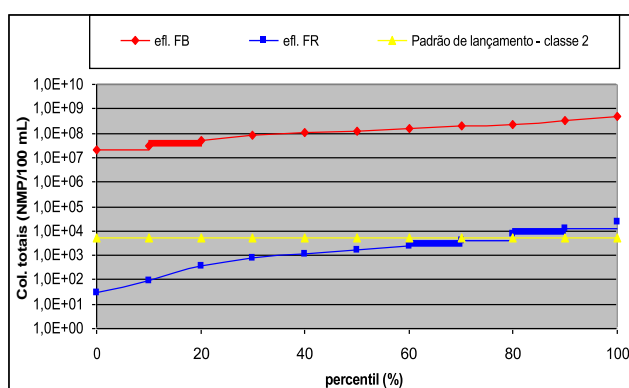


Fig. 5.8 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais (Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

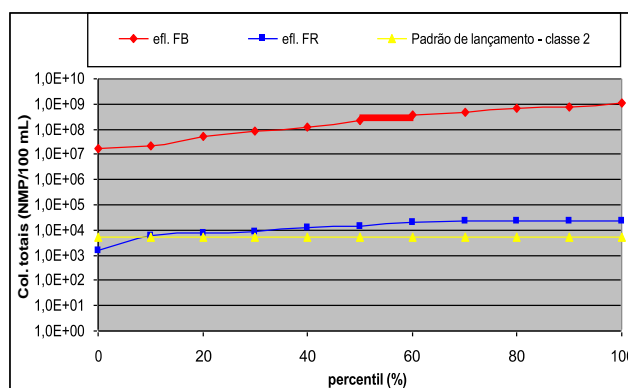


Fig. 5.9 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais (Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

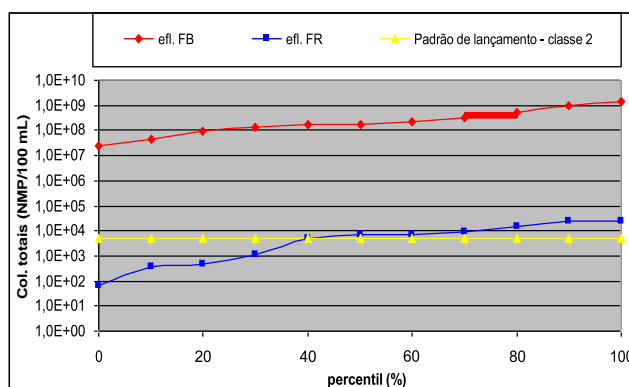


Fig. 5.10 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais (Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

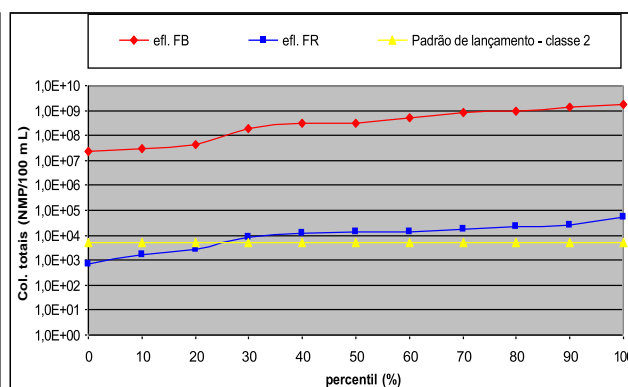


Fig. 5.11 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais (Fase 1 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

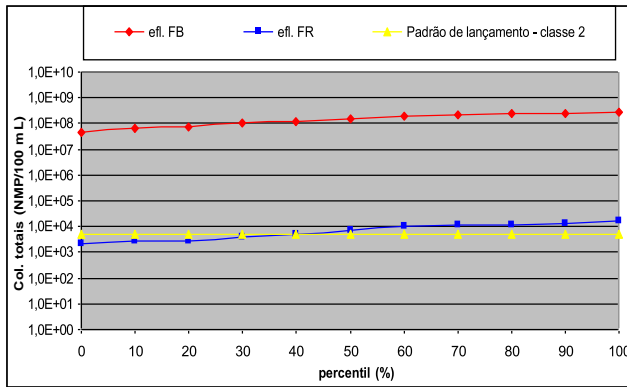


Fig. 5.12 -- Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais (Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

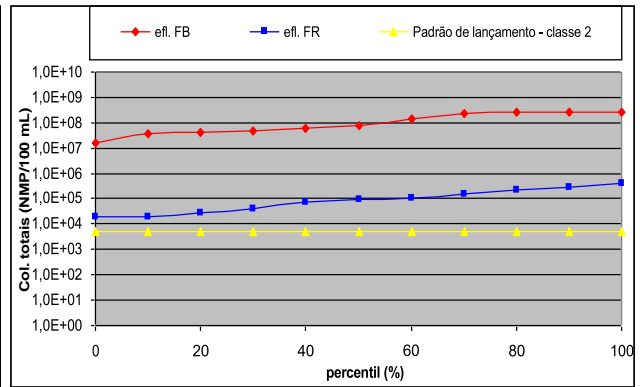


Fig. 5.13 – Distribuição percentual das concentrações de coliformes totais (Fase 5 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

Todavia, apesar dos baixos percentuais de atendimento ao limite de 5.000 NMP/100 mL, estabelecido para a classe 2, observa-se que o fotorreator apresentou elevadíssimas eficiências de inativação de coliformes fecais, conforme mostram as FIGURAS 5.14 a 5.18. A análise destas figuras permite concluir que, exceto para a fase 6, quando o fotorreator foi operado com tempos de residência muito reduzidos (20 s), o fotorreator apresentou eficiências superiores a 4 unidades logarítmicas em mais de 70% dos testes realizados.

Enfatizam-se os excelentes resultados obtidos durante a fase 1 (FIGURA 5.14), quando aproximadamente 70% dos resultados mostraram eficiências de inativação entre 5 e 6 unidades logarítmicas. Entretanto, para a fase 2 (FIGURA 5.15), quando foi utilizada a mesma dose da fase 1, as eficiências de inativação foram bem inferiores, possivelmente devido ao efeito adverso da presença de elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente do FBP, da ordem de 80 mgSST/L, conforme mencionado anteriormente.

Ressalta-se, ainda, a boa performance do fotorreator durante a fase 5 (FIGURA 5.17), quando, apesar da baixa dose (13,6 mW.s/cm²) e reduzido tempo de residência (40 s), foram obtidas eficiências muito elevadas de inativação de coliformes totais. Para essa fase, 70% dos resultados estiveram entre 4 e 6 unidades logarítmicas de inativação, apesar dos teores de sólidos suspensos no efluente do FBP estarem na faixa de 40 mgSST/L.

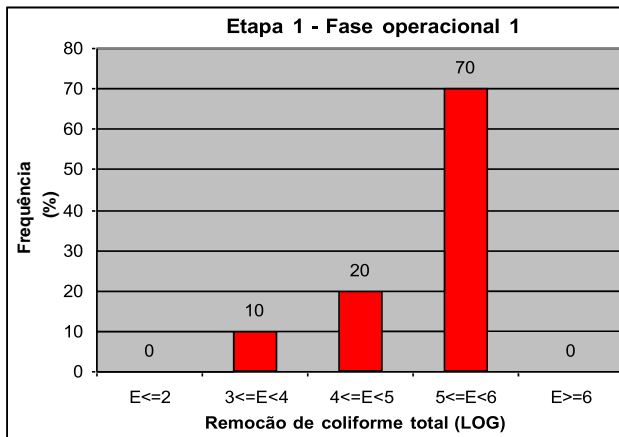


Fig. 5.14– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

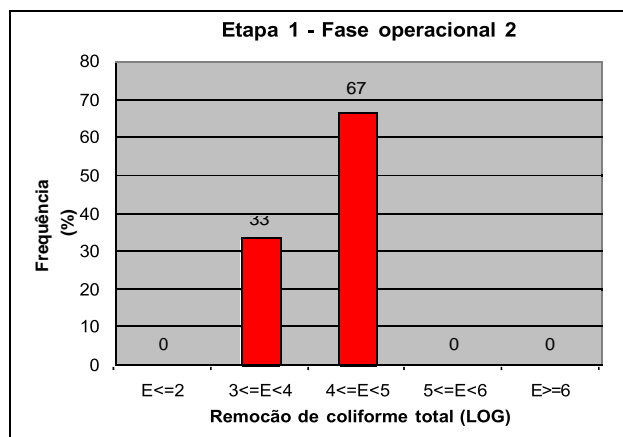


Fig. 5.15– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

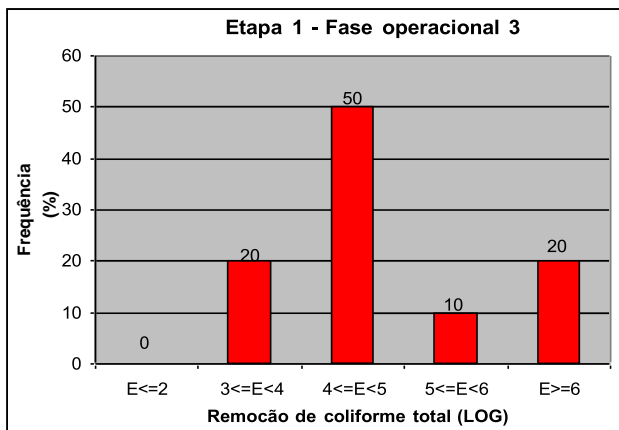


Fig. 5.16– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

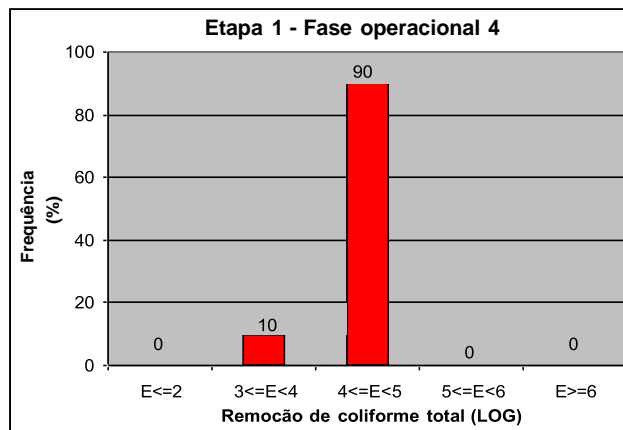


Fig. 5.17– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

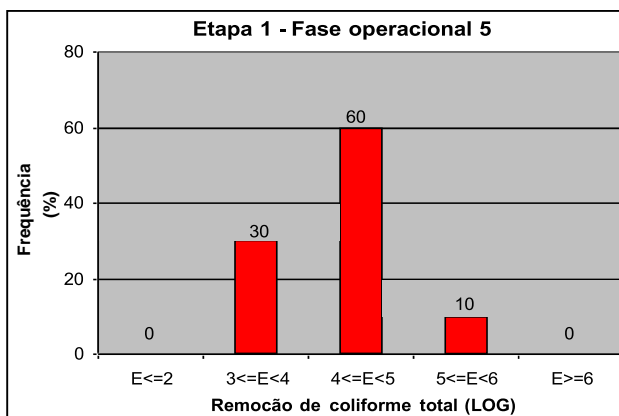


Fig. 5.18– Frequência de inativação de coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

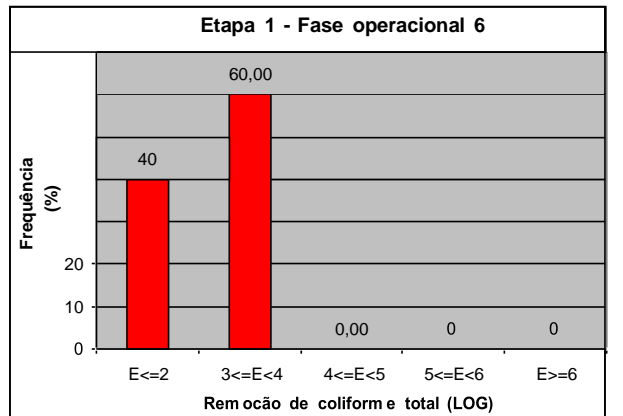


Fig. 5.19– Concentrações de E. coli no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

5.3.3 Inativação de *Escherichia coli*

Os resultados consolidados dos experimentos de inativação de *Escherichia coli* estão apresentados na TABELA 5.4, enquanto os resultados dos testes ao longo das fases operacionais são mostrados nas FIGURAS 5.19 a 5.24.

TABELA 5.4 - Estatística básica dos resultados de *Escherichia coli*

Fases	Parâmetros	Concentrações no esgoto bruto e nos efluentes (NMP/100mL)				Eficiências de remoção e de inativação (%)		
		Esgoto bruto	Reator UASB	FBP	FR-UV	Reator UASB	Sistema UASB/FBP	FR-UV
	SST (mg/L)			39				
1	Média geométrica	$7,4 \times 10^8$	$3,1 \times 10^7$	$3,1 \times 10^7$	$6,1 \times 10^1$	95,8108	95,8108	99,9998
	Desvio padrão	$1,2 \times 10^9$	$1,2 \times 10^7$	$2,2 \times 10^7$	$2,0 \times 10^2$			
	Valor máximo	$2,5 \times 10^9$	$1,7 \times 10^9$	$1,3 \times 10^8$	$6,2 \times 10^2$			
	Valor mínimo	$1,2 \times 10^8$	$2,0 \times 10^6$	$5,2 \times 10^6$	$1,0 \times 10^1$			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			71				
2	Média geométrica	$6,7 \times 10^8$	$5,1 \times 10^7$	$4,1 \times 10^7$	$1,0 \times 10^3$	92,3881	93,8806	99,9976
	Desvio padrão	$2,6 \times 10^9$	$5,9 \times 10^7$	$8,3 \times 10^7$	$4,3 \times 10^3$			
	Valor máximo	$9,6 \times 10^9$	$1,6 \times 10^8$	$2,9 \times 10^8$	$1,4 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$1,1 \times 10^8$	$1,2 \times 10^7$	$3,1 \times 10^6$	$4,0 \times 10^1$			
	Número de dados	12	12	12	12			
	SST (mg/L)			40				
3	Média geométrica	$3,3 \times 10^8$	$5,8 \times 10^7$	$5,0 \times 10^7$	$9,5 \times 10^1$	82,4242	84,8485	99,9998
	Desvio padrão	$6,4 \times 10^8$	$5,6 \times 10^7$	$1,2 \times 10^8$	$2,5 \times 10^2$			
	Valor máximo	$2,2 \times 10^9$	$1,5 \times 10^8$	$3,9 \times 10^8$	$6,6 \times 10^2$			
	Valor mínimo	$8,5 \times 10^7$	$1,7 \times 10^7$	$1,2 \times 10^7$	$1,0 \times 10^1$			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			52				
4	Média geométrica	$5,1 \times 10^8$	$5,8 \times 10^7$	$6,8 \times 10^7$	$9,6 \times 10^2$	88,6275	86,6667	99,9986
	Desvio padrão	$3,4 \times 10^9$	$2,0 \times 10^8$	$1,2 \times 10^8$	$7,3 \times 10^3$			
	Valor máximo	$9,8 \times 10^9$	$5,8 \times 10^8$	$2,9 \times 10^8$	$2,4 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$9,7 \times 10^7$	$7,4 \times 10^6$	$8,1 \times 10^6$	$7,3 \times 10^1$			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			43				
5	Média geométrica	$9,8 \times 10^8$	$7,4 \times 10^7$	$3,9 \times 10^7$	$1,6 \times 10^3$	92,4490	96,0204	99,9959
	Desvio padrão	$7,3 \times 10^9$	$5,9 \times 10^7$	$3,8 \times 10^7$	$2,5 \times 10^3$			
	Valor máximo	$2,4 \times 10^{10}$	$1,8 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$	$7,5 \times 10^3$			
	Valor mínimo	$1,2 \times 10^8$	$2,4 \times 10^7$	$7,4 \times 10^6$	$5,2 \times 10^2$			
	Número de dados	10	10	10	10			
	SST (mg/L)			29				
6	Média geométrica	$4,2 \times 10^8$	$4,1 \times 10^7$	$1,4 \times 10^7$	$1,5 \times 10^4$	90,2381	96,6667	99,8929
	Desvio padrão	$1,4 \times 10^8$	$4,2 \times 10^7$	$2,1 \times 10^7$	$1,3 \times 10^4$			
	Valor máximo	$6,8 \times 10^8$	$1,3 \times 10^8$	$6,4 \times 10^7$	$4,8 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$2,3 \times 10^8$	$3,0 \times 10^6$	$3,8 \times 10^6$	$5,1 \times 10^3$			
	Número de dados	10	10	10	10			

Observa-se, pela TABELA 5.4, que o esgoto bruto apresentou elevadas concentrações de *Escherichia coli* em todas as seis fases, com valores médios variando entre $3,3 \times 10^8$ a $9,8 \times 10^8$ NMP/100 mL. Nos efluentes do reator UASB e do FBP, as concentrações de *Escherichia coli*

também foram bastante elevadas. Para o reator UASB, isoladamente, foram obtidas eficiências médias de 86 a 97 % para *Escherichia coli*. No sistema UASB/FBP, foram obtidas eficiências médias de remoção de coliformes totais da ordem 93 a 97 % (inferior a 2 unidades logarítmicas) e de *E. coli* da ordem 84 a 96 %.

Já em relação aos resultados obtidos para o efluente do fotorreator, da mesma forma que observado para os resultados de coliformes totais, as eficiências médias de inativação de *Escherichia coli* ficaram sempre próximas, ou acima, de 4 unidades logarítmicas (99,99% de eficiência), exceto para a fase operacional 6, quando o fotorreator operou com tempo de retenção hidráulica de 20 s – dose de 6,7 mW.s/cm². Entretanto, mesmo durante a fase 6, foram obtidas eficiências médias de inativação de *Escherichia coli* próximas a 3 unidades logarítmicas (99,9%).

Conforme mencionado anteriormente, estas elevadas eficiências de inativação foram obtidas para doses variando entre 101,4 mW.s/cm² e 13,6 mW.s/cm² e para teores médios de sólidos suspensos no efluente do FBP na faixa de 39 a 52 mgSS/L, com exceção da fase operacional 2 quando a concentração média foi de 80 mgSS/L. A menor concentração média de sólidos suspensos no efluente do FBP (29 mgSS/L) ocorreu na fase operacional 6, observando-se, no entanto, a menor eficiência de inativação de *Escherichia coli* nesta fase, devido às baixas doses de radiação UV (6,7 mW.s/cm²).

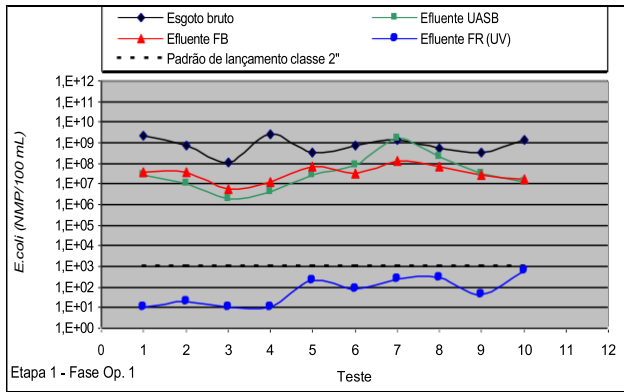


Fig. 5.20 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

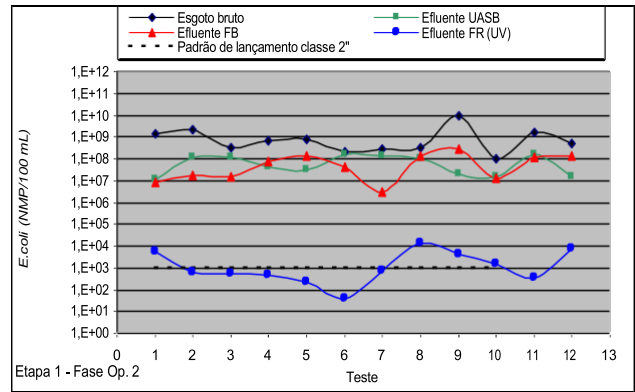


Fig. 5.21 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 2 – Dose = 101, 4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

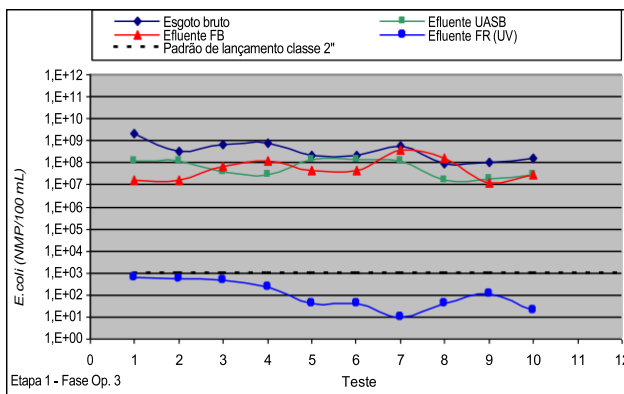


Fig. 5.22 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

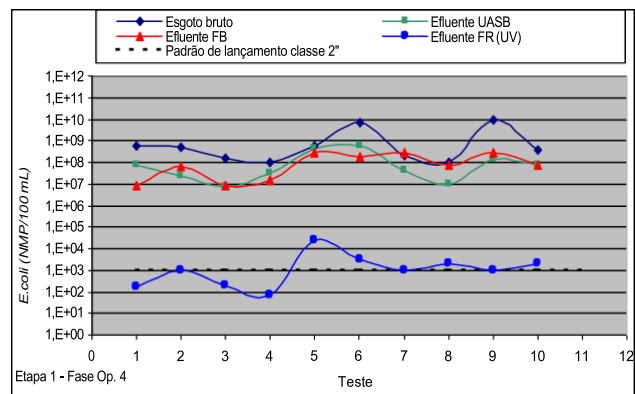


Fig. 5.23 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

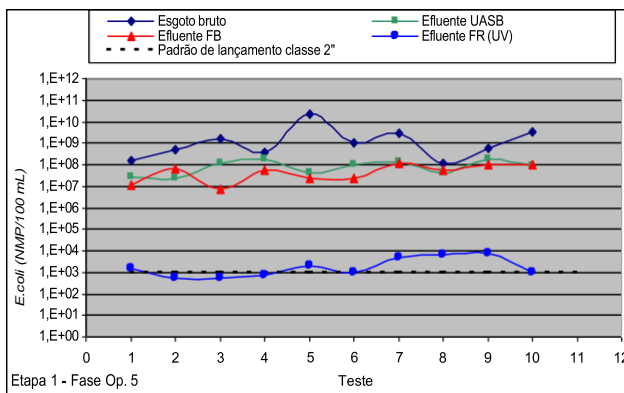


Fig. 5.24 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

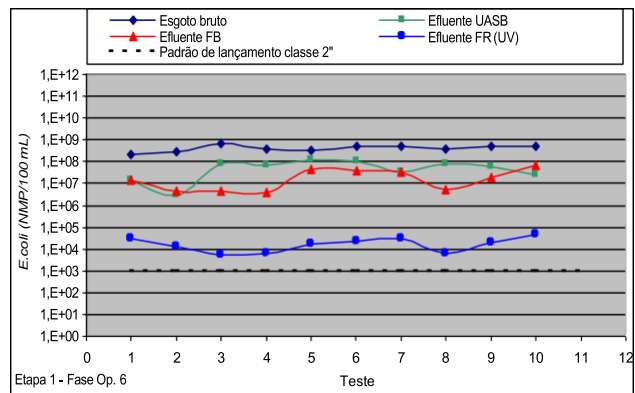


Fig. 5.25 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

Deve-se destacar, no entanto, que estas foram eficiências médias de inativação, sendo que as concentrações de *Escherichia coli* no efluente do FR variaram de acordo com os resultados mostrados nas Figuras 5.25 a 5.30, que apresentam os valores mínimo, máximo, quartil inferior (25%), quartil superior (75%) e mediana.

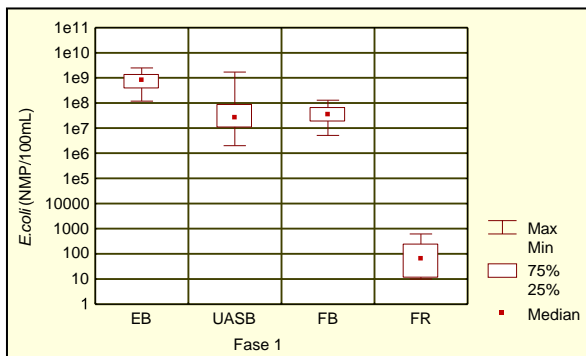


Fig.5.26 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

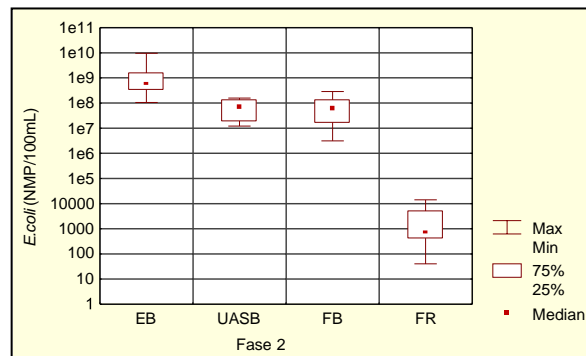


Fig.5.27 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

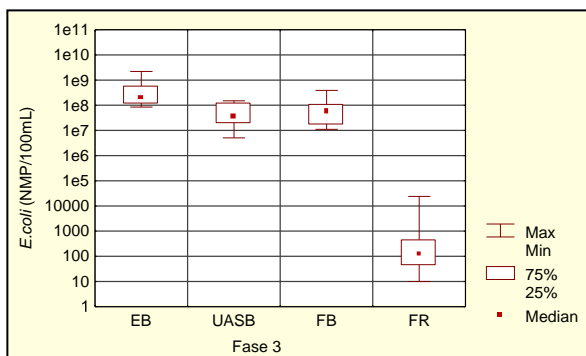


Fig.5.28 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

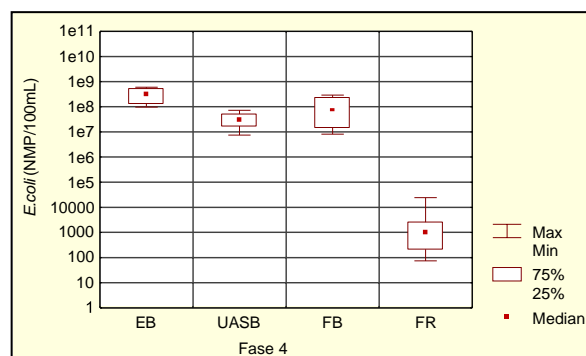


Fig.5.29 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

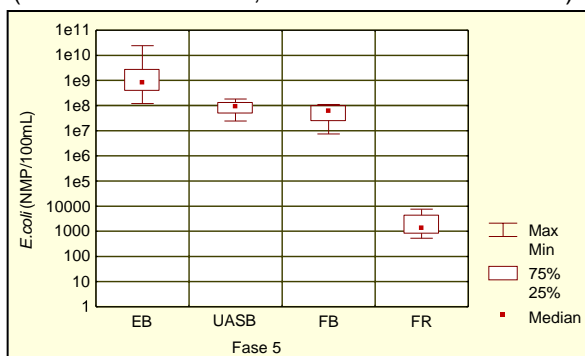


Fig.5.30 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

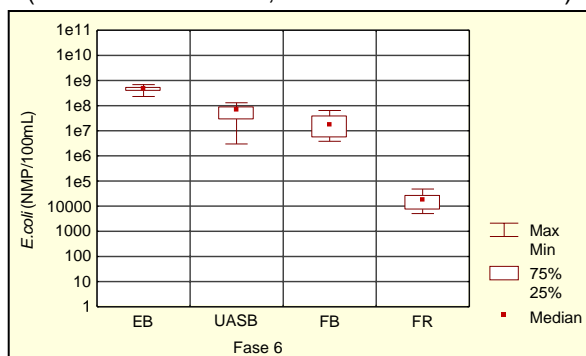


Fig.5.31 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

Considerando-se as características específicas do esgoto tratado na planta piloto, em termos de variação de vazão, concentração de sólidos suspensos, concentração inicial coliformes e absorvância de radiação UV, observou-se que apenas durante as fases 1 e 3 da pesquisa é que praticamente a totalidade dos resultados de *Escherichia coli* ficaram abaixo de 1.000 NMP/100 mL (limite máximo admitido para corpos d'água de classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA N° 20, de 18/06/1986).

A fim de se avaliar mais precisamente os percentuais de atendimento ao limite máximo admitido para corpos d'água de classe 2 (1.000 NMP/100 mL), procedeu-se uma análise estatística complementar, com a elaboração das FIGURAS 5.31 a 5.36, que mostram a distribuição percentual das concentrações de *Escherichia coli* durante as fases operacionais. Com base nestas figuras, confirma-se que apenas os resultados das fases operacionais 1 e 3 atenderam, em sua totalidade, o limite de 1.000 NMP/100 mL. Para as demais fases, os percentuais de atendimento estiveram entre 40 e 60%, sendo que, na fase 6, 100% dos resultados ficaram acima do limite estabelecido para a classe 2.

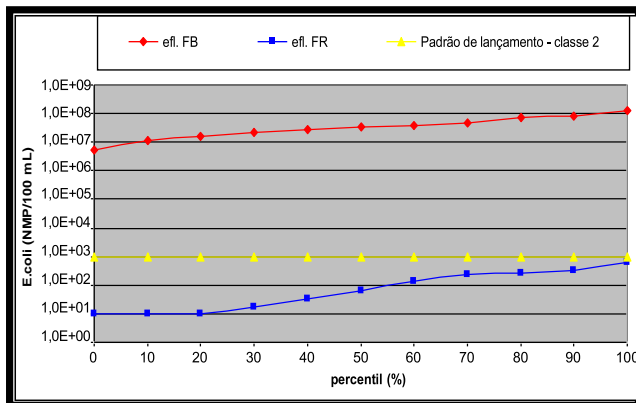


Fig. 5.32– Distribuição percentual das concentrações de *E. coli*
(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ_h = 300 s)

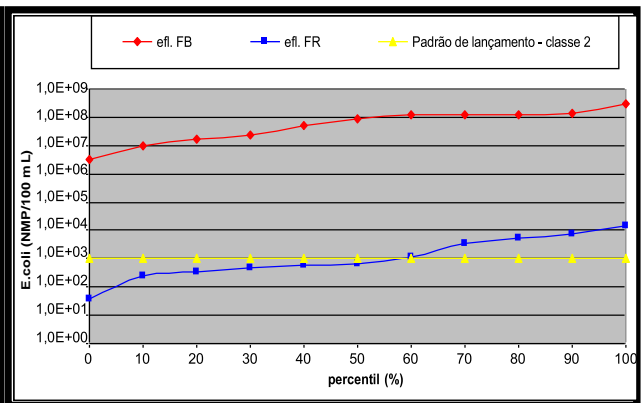


Fig. 5.33– Distribuição percentual das concentrações de *E. coli*
(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ_h = 300 s)

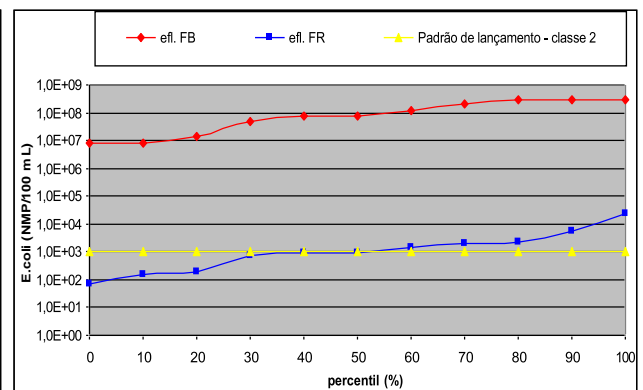
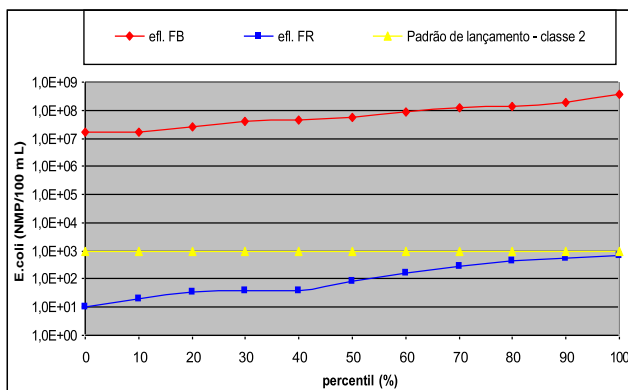


Fig. 5.34 – Distribuição percentual das concentrações de *E. coli* (Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

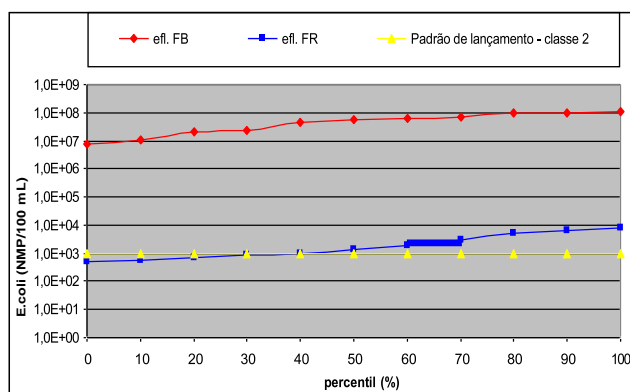


Fig. 5.36 – Distribuição percentual das concentrações de *E. coli* (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

Fig. 5.35 – Distribuição percentual das concentrações de *E. coli* (Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

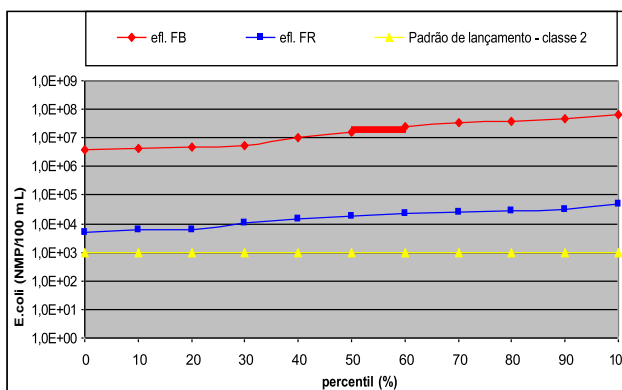


Fig. 5.37 – Distribuição percentual das concentrações de *E. coli* (Fase 3 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

Apesar dos baixos percentuais de atendimento ao limite de 1.000 NMP/100 mL, estabelecido para a classe 2, durante as fases 2, 4, 5 e 6, observa-se que o fotorreator apresentou elevadíssimas eficiências de inativação de *Escherichia coli*, conforme mostram as FIGURAS 5.37 a 5.42. A análise destas figuras permite concluir que, exceto para a fase 6, quando o fotorreator foi operado com tempos de residência muito reduzidos (20 s), foram obtidas eficiências de inativação superiores a 4 unidades logarítmicas em mais de 70% dos testes realizados.

Enfatizam-se os excelentes resultados obtidos durante as fases 1 e 3 (FIGURAS 5.37 e 5.39, respectivamente), quando mais de 80% dos resultados mostraram eficiências de inativação entre 5 e 6 unidades logarítmicas. Entretanto, para a fase 2 (FIGURA 5.38), quando foi utilizada a mesma dose da fase 1, as eficiências de inativação foram bem inferiores, possivelmente devido ao efeito adverso da presença de elevadas concentrações de sólidos suspensos no efluente do FBP, da ordem de 80 mgSST/L, conforme mencionado anteriormente.

Ressalta-se, ainda, a excelente performance do fotorreator durante as fases 4 e 5 (FIGURAS 5.40 e 5.41, respectivamente), quando, para doses de 20,9 e 13,6 mW.s/cm², e tempos de residência de 60 e 40 segundos, respectivamente, foram obtidas eficiências muito elevadas de inativação de coliformes totais. Para essas fases, entre 80 e 100% dos resultados estiveram entre 4 e 6 unidades logarítmicas de inativação, apesar dos teores de sólidos suspensos no efluente do FBP estarem na faixa de 52 a 43 mgSST/L respectivamente.

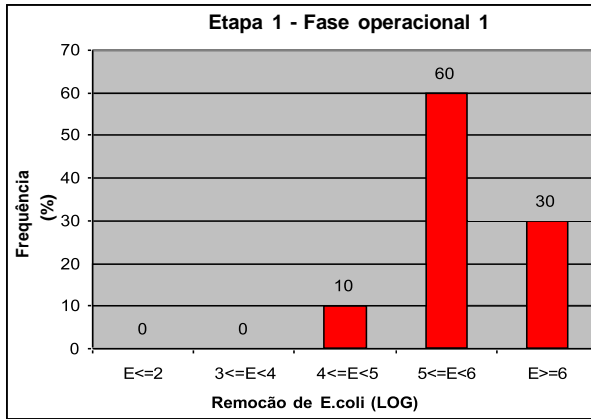


Fig. 5.38 – Frequência de inativação de *E. coli* em unidades logarítmicas

(Fase 1 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 200 s)

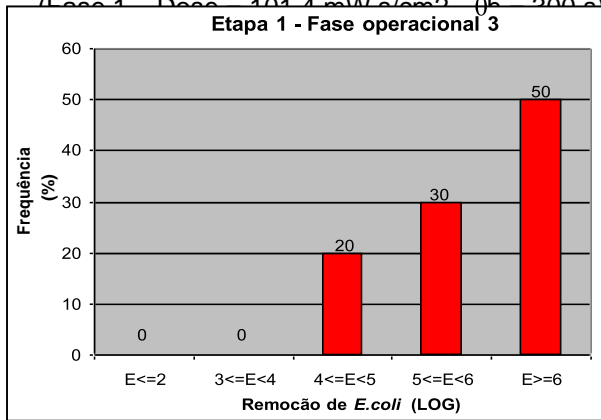


Fig. 5.40 – Frequência de inativação de *E. coli* em unidades logarítmicas

(Fase 3 – Dose = 50,7 mW.s/cm² - θ h = 150 s)

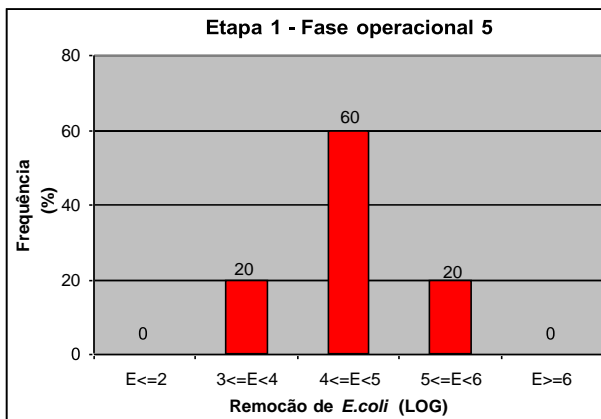


Fig. 5.42 – Frequência de inativação de *E. coli* em unidades logarítmicas

(Fase 5 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

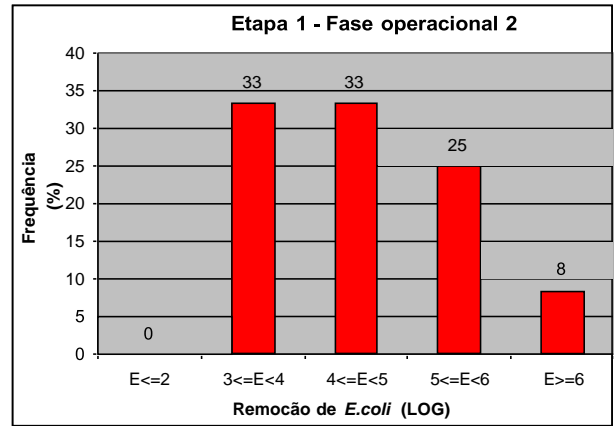


Fig. 5.39 – Frequência de inativação de *E. coli* em unidades logarítmicas

(Fase 2 – Dose = 101,4 mW.s/cm² - θ h = 300 s)

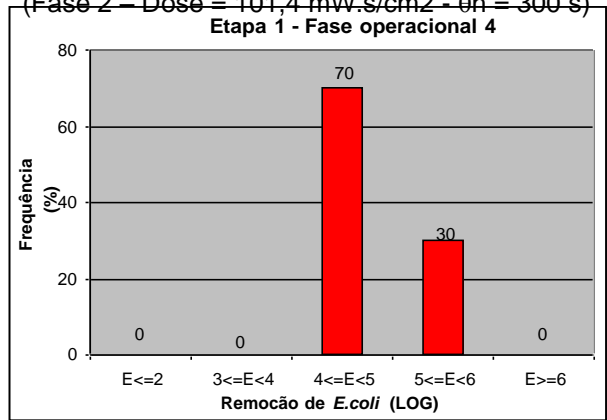


Fig. 5.41 – Frequência de inativação de *E. coli* em unidades logarítmicas

(Fase 4 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

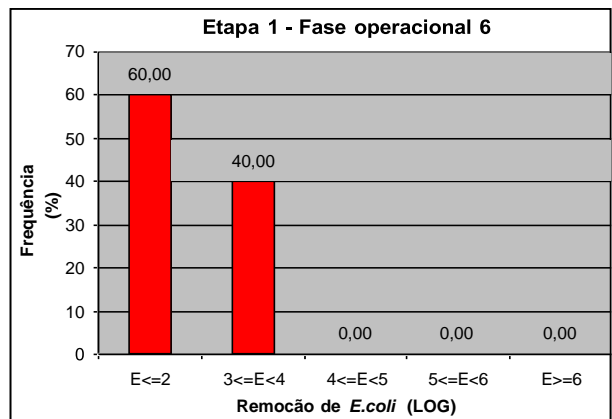


Fig. 5.43 – Frequência de inativação de *E. coli* em unidades logarítmicas

(Fase 6 – Dose = 6,7 mW.s/cm² - θ h = 20 s)

Com base nas doses aplicadas e eficiências de inativação de *E. coli* obtidas durante as fases 1, 3, 4, 5 e 6, procedeu-se à elaboração da FIGURA 5.44, que indica uma boa correlação entre estas duas variáveis ($R^2 = 0,75$). A partir da curva de ajuste obtida, conclui-se que o fotorreator pode atingir eficiências de inativação iguais ou superiores a 4 unidades logarítmicas quando doses acima de 10 mW.s.cm² são aplicadas. Obviamente, deve-se fazer a ressalva que tal conclusão é válida, apenas, para a desinfecção de efluentes com características semelhantes às do presente estudo, notadamente em relação à presença de sólidos suspensos. Ressalta-se, ainda, que a curva de ajuste mostrada na FIGURA 5.44 não levou em consideração os resultados na fase 2, uma vez que esta distou das demais em relação à presença de sólidos suspensos no efluente do FBP.

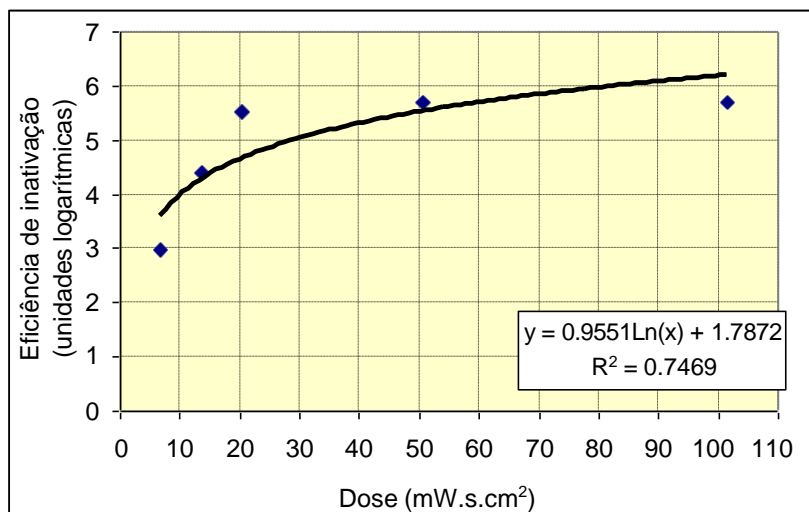


Fig. 5.44 – Correlação entre doses e eficiências de inativação de *E. coli* no efluente do FBP

5.4 Resultados da Etapa 2 (Fotorreator após reator UASB)

5.4.1 Considerações preliminares

Os experimentos da Etapa 2 consistiram de testes para avaliação da eficiência de inativação dos microrganismos indicadores (Coliformes Totais e *Escherichia coli*) do efluente do reator UASB. As características do tratamento preliminar e do reator UASB foram mantidas constantes, mas o tempo de exposição à radiação UV variou de 40 a 120 segundos, conforme apresentado na TABELA 4.7.

5.4.2 Inativação de coliformes totais

Os resultados consolidados dos experimentos de inativação de coliformes totais estão apresentados na TABELA 5.5, enquanto os resultados dos testes ao longo das fases operacionais são mostrados nas FIGURAS 5.42 a 5.44

TABELA 5.5 - Estatística básica dos resultados de coliformes totais

Fases	Parâmetros	Concentrações no esgoto bruto e nos efluentes				Eficiências de remoção e de inativação (%)		
		Esgoto bruto	Reator UASB	FBP	FR-UV	Reator UASB	Sistema UASB/FBP	FR-UV
	SST (mg/L)		37					-
1	Média geométrica	$3,6 \times 10^9$	$1,2 \times 10^8$		$2,8 \times 10^3$	96,6667		99,9977
	Desvio padrão	$6,1 \times 10^9$	$1,9 \times 10^8$		$1,4 \times 10^4$			
	Valor máximo	$1,7 \times 10^{10}$	$6,1 \times 10^8$		$4,1 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$2,1 \times 10^8$	$8,5 \times 10^6$		$1,0 \times 10^2$			
	Número de dados	10	10		10			
	SST (mg/L)		67					
2	Média geométrica	$3,6 \times 10^9$	$1,7 \times 10^8$		$8,5 \times 10^3$	95,2778		99,9950
	Desvio padrão	$4,8 \times 10^9$	$2,6 \times 10^8$		$7,1 \times 10^4$			
	Valor máximo	$1,7 \times 10^{10}$	$6,9 \times 10^8$		$2,3 \times 10^5$			
	Valor mínimo	$4,2 \times 10^8$	$1,6 \times 10^7$		$1,5 \times 10^3$			
	Número de dados	12	12		12			
	SST (mg/L)		65					
3	Média geométrica	$3,1 \times 10^9$	$1,9 \times 10^8$		$2,0 \times 10^4$	93,8710		99,9895
	Desvio padrão	$4,9 \times 10^9$	$2,5 \times 10^8$		$8,1 \times 10^4$			
	Valor máximo	$1,7 \times 10^{10}$	$6,9 \times 10^8$		$2,7 \times 10^5$			
	Valor mínimo	$2,5 \times 10^8$	$1,6 \times 10^7$		$3,7 \times 10^3$			
	Número de dados	10	10		10			

Observa-se, pela TABELAS 5.5, que o esgoto bruto apresentou elevadas concentrações de coliformes totais em todas as três fases, com valores médios variando entre $3,1 \times 10^9$ a $3,6 \times 10^9$ NMP/100 mL. No efluente do reator UASB, os valores médios das concentrações de coliformes totais estiveram entre $1,2 \times 10^8$ e $1,9 \times 10^8$ NMP/100 mL. Para o reator UASB, isoladamente, foram obtidas eficiências médias de 94 a 97% de remoção coliformes totais.

Para o efluente do fotorreator, observaram-se eficiências médias de inativação de coliformes totais variando de 99,9% a 99,99%, sendo que as eficiências mais elevadas foram obtidas para doses de 40,6 e 20,9 mW.s/cm² e teores médios de sólidos suspensos, no afluente ao fotorreator variando de 37 a 67 mgSST/L.

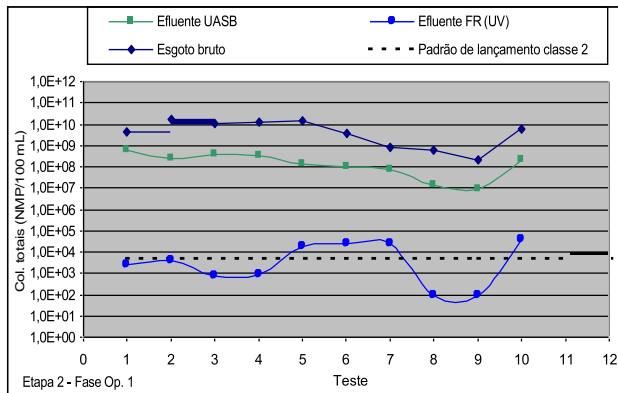


Fig. 5.45 – Concentrações de Colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm² - θ_h = 120 s)

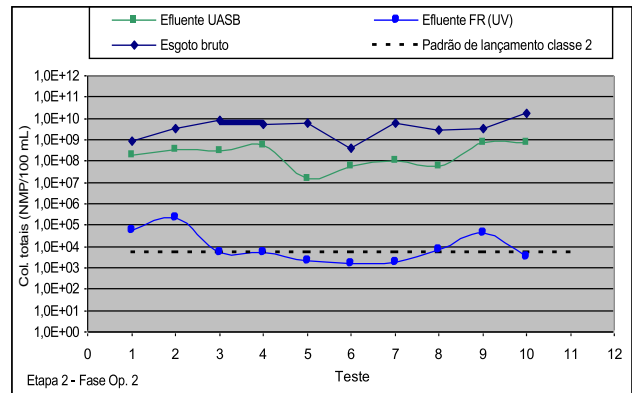


Fig. 5.46 – Concentrações de Colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ_h = 60 s)

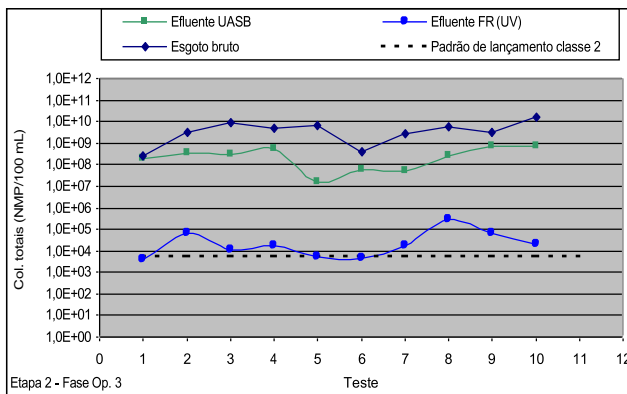


Fig. 5.47 – Concentrações de Colif. totais no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ_h = 40 s)

Apesar das elevadas eficiências de inativação de coliformes totais, conforme mostrado na TABELA 5.5 e visualizado nas FIGURAS 5.45 a 5.47, procedeu-se uma análise estatística complementar, a fim de se avaliar os percentuais de atendimento ao limite máximo admitido para corpos d'água de classe 2 (5.000 NMP/100 mL), de acordo com o que estabelece a Resolução CONAMA N^o 20, de 18/06/1986). Para tanto, foram elaboradas as FIGURAS 5.48 a 5.50, que mostram a distribuição percentual das concentrações de coliformes totais durante as fases operacionais. Com base nestas figuras, pode-se observar que apenas os resultados das fases operacional 1 e 2 foram satisfatórios, onde cerca de 60 % dos mesmos ficaram abaixo de 5.000 NMP/100 mL. Para a fase 3, o percentual de atendimento não chegou a 20%

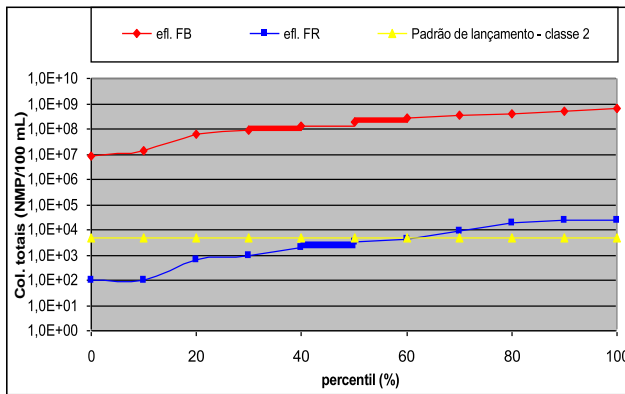


Fig. 5.48 – Distribuição percentual das concentrações de Coliformes totais (Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm² - θ_h = 120 s)

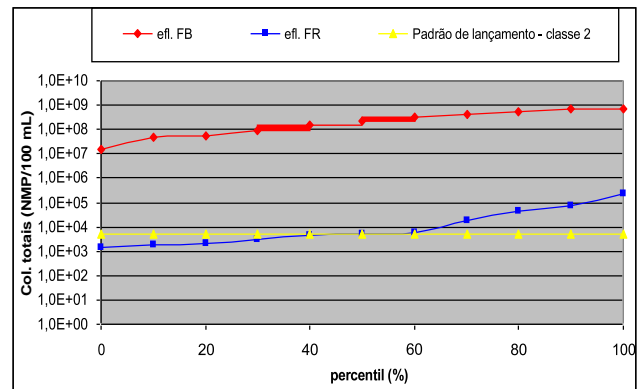


Fig. 5.49 – Distribuição percentual das concentrações de Coliformes totais (Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ_h = 60 s)

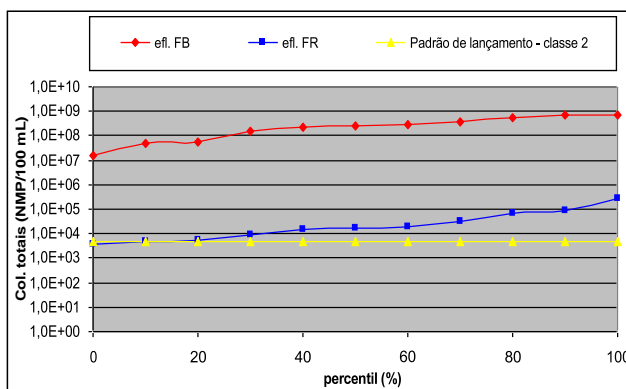


Fig. 5.50 – Distribuição percentual das concentrações de Coliformes totais (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ_h = 40 s)

Todavia, apesar dos baixos percentuais de atendimento ao limite de 5.000 NMP/100 mL, estabelecido para a classe 2, observa-se que o fotorreator apresentou elevadíssimas eficiências de inativação de coliformes fecais, conforme mostram as FIGURAS 5.51 a 5.53. A análise destas figuras permite concluir que o fotorreator apresentou eficiências superiores a 4 unidades logarítmicas em mais de 60% dos testes realizados.

Enfatizam-se os excelentes resultados obtidos durante a fase 1 (FIGURA 5.49), quando aproximadamente 40% dos resultados mostraram eficiências de inativação entre 5 e 6 unidades logarítmicas. Ressalta-se, ainda, a boa performance do fotorreator durante a fase 3 (FIGURA 5.51), quando, apesar da baixa dose (13,6 mW.s/cm²) e reduzido tempo de residência (40 s), foram obtidas eficiências muito elevadas de inativação de coliformes totais. Para essa fase, 60% dos resultados estiveram entre 4 e 5 unidades logarítmicas de inativação, apesar dos teores de sólidos suspensos no efluente do reator UASB estarem na faixa de 65,40 mgSST/L.

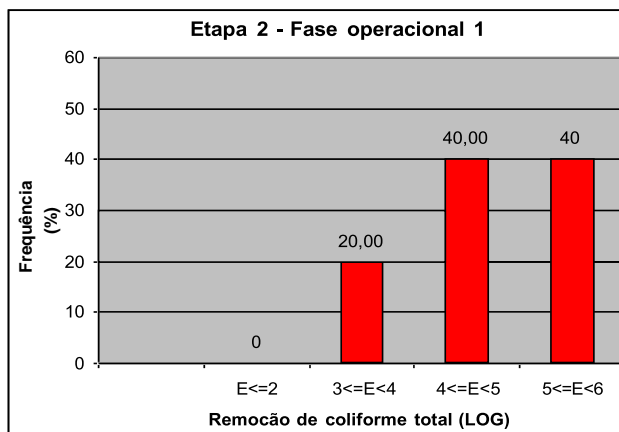


Fig. 5.51 – Frequência de inativação de Coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm² - θ_h = 120 s)

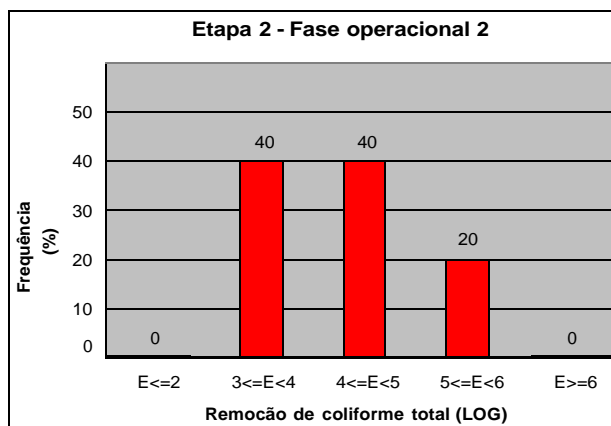


Fig. 5.52 – Frequência de inativação de Coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ_h = 60 s)

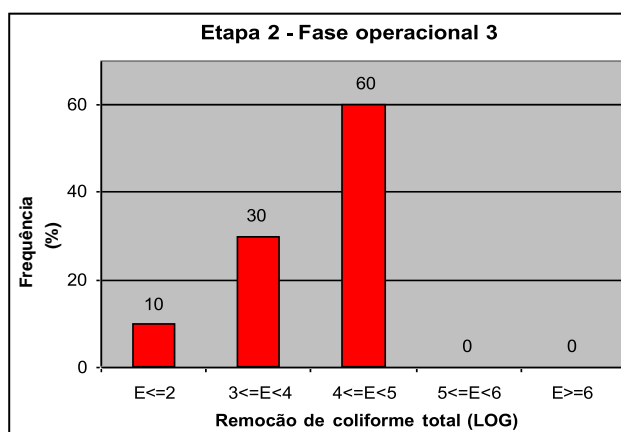


Fig. 5.53 - Frequência de inativação de Coliformes totais em unidades logarítmicas (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ_h = 40 s)

5.4.3 Inativação de *Escherichia coli*

Os resultados consolidados dos experimentos de inativação de *Escherichia coli* estão apresentados na TABELA 5.6, enquanto os resultados dos testes ao longo das fases operacionais são mostrados nas FIGURAS 5.54 a 5.56

Pela TABELAS 5.6, observa-se que o esgoto bruto apresentou concentrações de *Escherichia coli* com valores médios variando entre $3,7 \times 10^8$ a $9,7 \times 10^8$ NMP / 100 mL. No efluente do reator UASB, os valores médios das concentrações de *Escherichia coli* estiveram entre $4,7 \times 10^7$ a $7,3 \times 10^7$ NMP/100 mL. Para o reator UASB, isoladamente, foram obtidas eficiências médias de 83 a 95 %, indicando que a quantidade de microrganismos existentes no efluente é ainda muito alta.

TABELA 5.6 - Estatística básica dos resultados de *Escherichia coli*

Fases	Parâmetros	Concentrações no esgoto bruto e nos efluentes				Eficiências de remoção e de inativação (%)		
		Esgoto bruto	Reator UASB	FBP	FR-UV	Reator UASB	Sistema UASB/FBP	FR-UV
1	SST (mg/L)	37				95,1546	99,9979	
	Média geométrica	$9,7 \times 10^8$	$4,7 \times 10^7$		$1,0 \times 10^3$			
	Desvio padrão	$1,6 \times 10^9$	$1,0 \times 10^8$		$7,9 \times 10^3$			
	Valor máximo	$4,9 \times 10^9$	$2,7 \times 10^8$		$2,4 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$1,3 \times 10^8$	$3,0 \times 10^6$		$1,0 \times 10^2$			
	Número de dados	10	10		10			
2	SST (mg/L)	67				82,7027	99,9972	
	Média geométrica	$3,7 \times 10^8$	$6,4 \times 10^7$		$1,8 \times 10^3$			
	Desvio padrão	$5,9 \times 10^8$	$5,4 \times 10^7$		$1,4 \times 10^4$			
	Valor máximo	$2,0 \times 10^9$	$1,7 \times 10^8$		$3,9 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$1,3 \times 10^7$	$1,7 \times 10^7$		$1,0 \times 10^2$			
	Número de dados	12	12		12			
3	SST (mg/L)	65				83,7778	99,9926	
	Média geométrica	$4,5 \times 10^8$	$7,3 \times 10^7$		$5,4 \times 10^3$			
	Desvio padrão	$2,4 \times 10^9$	$4,6 \times 10^8$		$9,6 \times 10^3$			
	Valor máximo	$7,9 \times 10^9$	$1,5 \times 10^9$		$2,6 \times 10^4$			
	Valor mínimo	$1,3 \times 10^7$	$1,2 \times 10^7$		$1,2 \times 10^3$			
	Número de dados	10	10		10			

Para o efluente do fotorreator, observaram-se eficiências médias de inativação de *Escherichia coli* superiores a 99,99%. Essas elevadas eficiências de inativação foram obtidas para doses variando de 40,6 a 13,6 mW.s/cm² e teores médios de sólidos suspensos, no afluente ao fotorreator, variando de 65 e 67 mgSS/L.

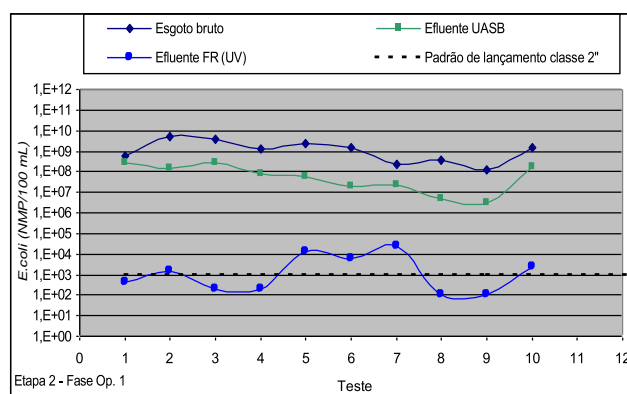


Fig. 5.54 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm² - θ_h = 120 s)

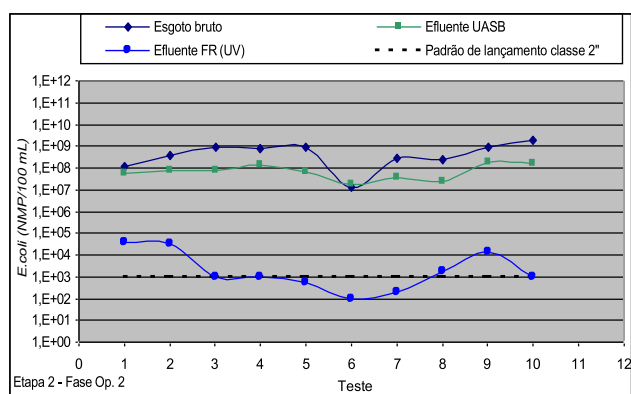


Fig. 5.55 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FBP e efluente FR (Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ_h = 60 s)

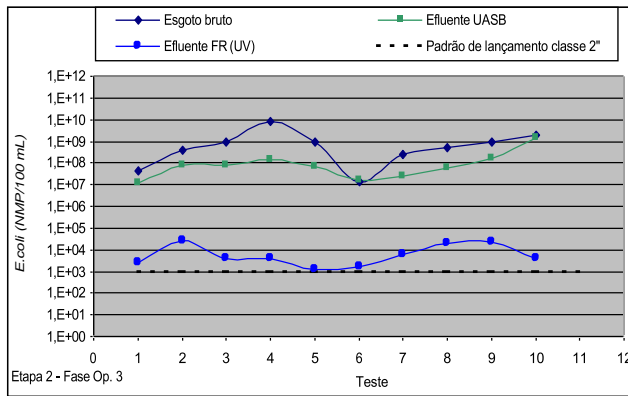


Fig. 5.56 – Concentrações de *E. coli* no esgoto bruto, efluente UASB, efluente FR e efluente FR (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ_h = 40 s)

A fim de se avaliar os percentuais de atendimento ao limite máximo admitido para corpos d'água de classe 2 (1.000 NMP/100 mL), procedeu-se, da mesma forma que para a Etapa 1, uma análise estatística complementar, com a elaboração das FIGURAS 5.57 a 5.59, que mostram a distribuição percentual das concentrações de *Escherichia coli* durante as fases operacionais. Com base nestas figuras, observa-se que nenhuma das fases operacionais atendeu o limite de 1.000 NMP/100 mL. Todavia, verificaram-se percentuais de atendimento de cerca de 50% para as fases 1 e 2.

Há que se ressaltar, no entanto, que estes resultados são expressivos, uma vez que o fotorreator foi utilizado para a desinfecção direta de efluentes de um reator de manta de lodo, cuja presença de sólidos suspensos é usualmente bem mais elevada que a de efluentes tratados em nível secundário.

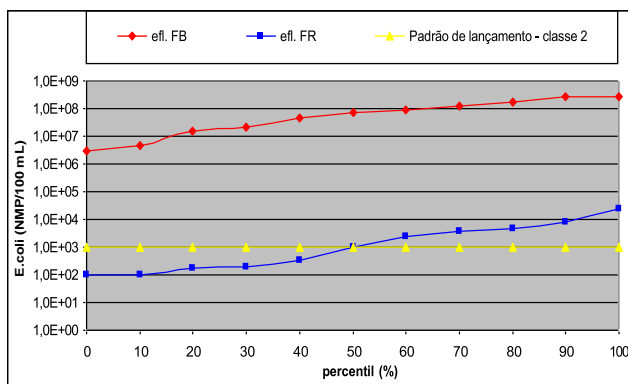


Fig. 5.57 – Distribuição percentual das concentrações de *Escherichia coli* (Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm² - θ_h = 120 s)

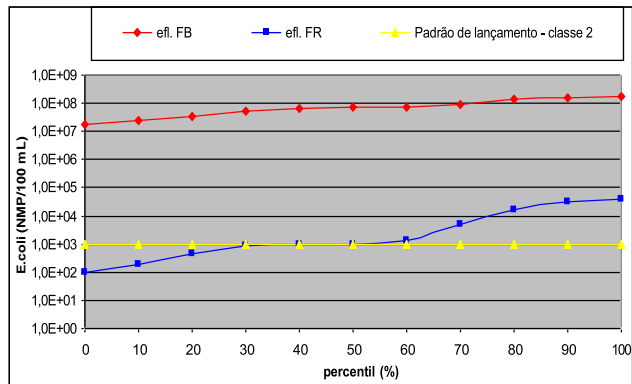


Fig. 5.58 – Distribuição percentual das concentrações de *Escherichia coli* (Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ_h = 60 s)

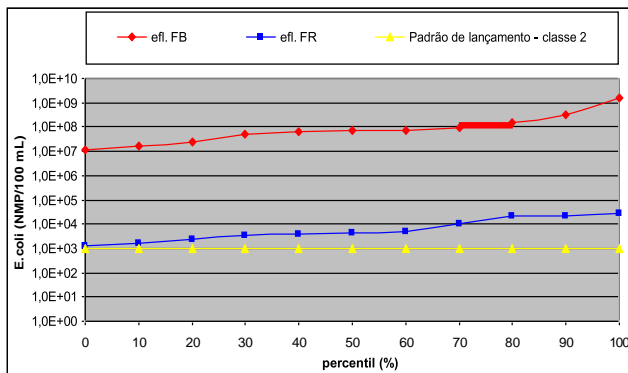


Fig. 5.59 Distribuição percentual das concentrações de *Escherichia coli* (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

Apesar dos baixos percentuais de atendimento ao limite de 1.000 NMP/100 mL, estabelecido para a classe 2, observa-se que o fotorreator apresentou elevadíssimas eficiências de inativação de *Escherichia coli*, conforme mostram as FIGURAS 5.60 a 5.62. A análise destas figuras permite concluir que, exceto para a fase 3, quando o fotorreator foi operado com tempos de residência muito reduzidos (40 s), foram obtidas eficiências de inativação superiores a 4 unidades logarítmicas em mais de 70% dos testes realizados. Enfatizam-se os excelentes resultados obtidos durante a fase 2 (FIGURAS 5.61), quando cerca de 50% dos resultados mostraram eficiências de inativação entre 5 e 6 unidades logarítmicas.

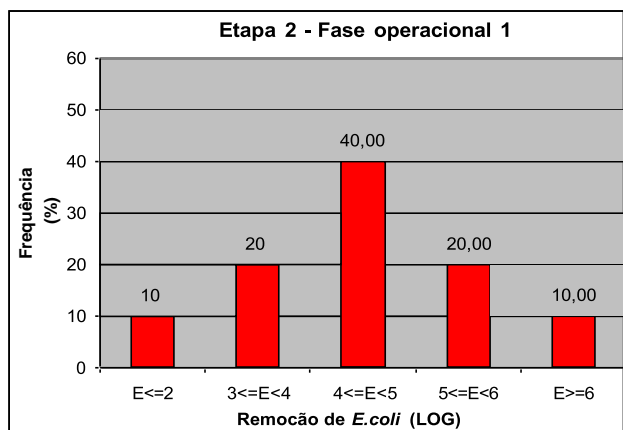


Fig. 5.60 – Frequência de inativação de *Escherichia coli* em unidades logarítmicas (Fase 1 – Dose = 40,6 mW.s/cm² - θ h = 120 s)

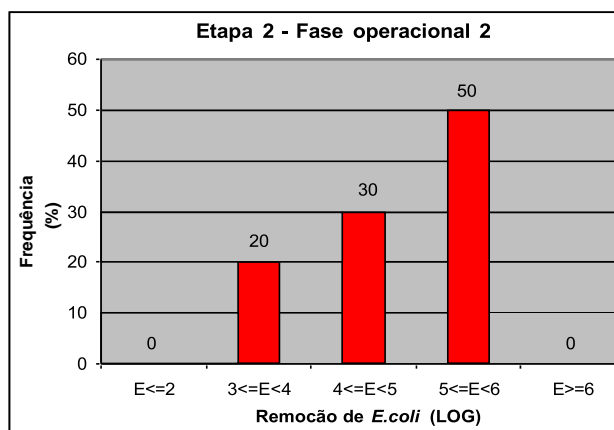


Fig. 5.61 – Frequência de inativação de *Escherichia coli* em unidades logarítmicas (Fase 2 – Dose = 20,9 mW.s/cm² - θ h = 60 s)

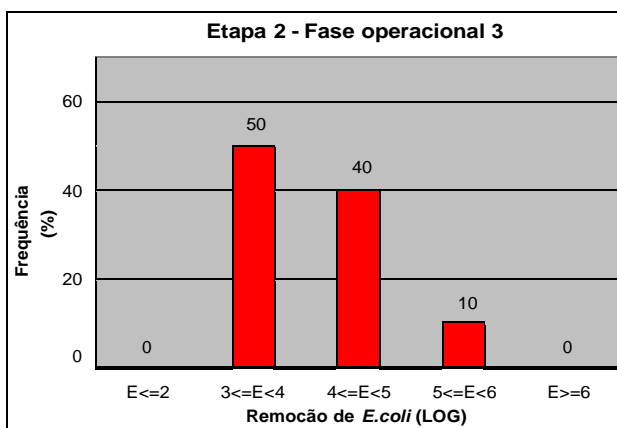


Fig. 5.62 - Frequência de inativação de *Escherichia coli* em unidades logarítmicas (Fase 3 – Dose = 13,6 mW.s/cm² - θ h = 40 s)

5.5 Resultados da Etapa 3 (Fotorreator pós FBP)

Os experimentos referentes a Etapa 3 basearam-se na avaliação da eficiência do sistema de desinfecção em termos de inativação de ovos de *Ascaris lumbricoides* presentes no efluente do FBP. Estes experimentos foram conduzidos em três fases distintas, que se caracterizaram por diferentes tempos de exposição à radiação ultravioleta conforme apresentado na TABELA 4.8 .

Pode-se observar, pela análise das FIGURAS 5.63 a 5.67, que a exposição à radiação ultravioleta afetou, significativamente, o desenvolvimento dos ovos de *Ascaris*, mesmo quando estes foram expostos à radiação durante apenas 20 segundos (dose de 6,7 mW.s/cm²), quando cerca de 45% dos ovos permaneceram no estágio de uma célula e aproximadamente 17% atingiram o estágio de larva (ovo viável) (ver FIGURAS 5.65 e 5.70).

Os resultados mais surpreendentes, no entanto, foram obtidos para os tempos de exposição de 40 e 60 segundos (doses de 13,6 e 20,3 mW.s/cm², respectivamente), quando aproximadamente 65% dos ovos permaneceram no estágio de célula única e apenas cerca de 10% dos ovos completaram o seu desenvolvimento e conseguiram atingir o estágio de larva (ver FIGURAS 5.66 e 5.67). Contrariamente, apenas cerca de 3% dos ovos não expostos à radiação ultravioleta (controle e caixa de alimentação - FIGURAS 5.63 e 5.64) permaneceram no estágio de uma célula, sendo que mais de 80% dos ovos do controle foram capazes de completar o seu desenvolvimento até atingir o estágio de larva. Para a caixa de alimentação, o percentual de ovos que atingiram o estágio de larva foi superior a 50%.

Os ovos de *Ascaris* que conseguiram se desenvolver, após exposição à radiação UV, foram, provavelmente, protegidos da radiação direta, por estarem aderidos aos sólidos suspensos, ou o fizeram devido à resistência natural inerente ao próprio organismo. Após estas exposições à

radiação UV, alguns poucos ovos mostraram evidência de dano, como explosão do material celular interno e estrago da membrana externa dos ovos.

Outros resultados que chamam a atenção e merecem ser comentados dizem respeito aos ovos expostos à radiação UV que permaneceram no estágio de mórula tardia (ver Figuras 5.65 a 5.67). Para todos os três experimentos, os percentuais de ovos neste estágio foram bastante superiores aos percentuais de ovos que permaneceram nos estágios de mórula precoce e de gástrula, ou mesmo que completaram o seu desenvolvimento até atingir o estágio de larva. Isso indica que foi possível o desenvolvimento parcial de uma parcela dos ovos, que são considerados ovos viáveis inativos, onde as células no interior desses ovos possuem a capacidade de proliferar, mas perderam a sua capacidade de se diferenciar.

Entretanto, poucos trabalhos têm sido realizados para se avaliar o efeito da radiação UV sobre o desenvolvimento e a viabilidade de ovos de *Ascaris lumbricoides* em esgotos tratados, que permitam comparar com os resultados obtidos no presente estudo.

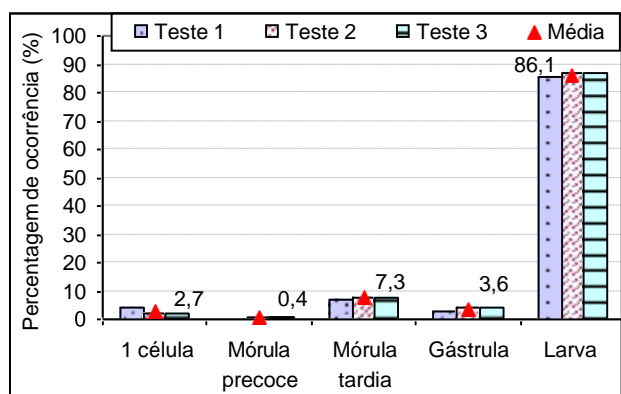


FIGURA 5.63 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de *Ascaris* no Controle, após 28 dias de incubação

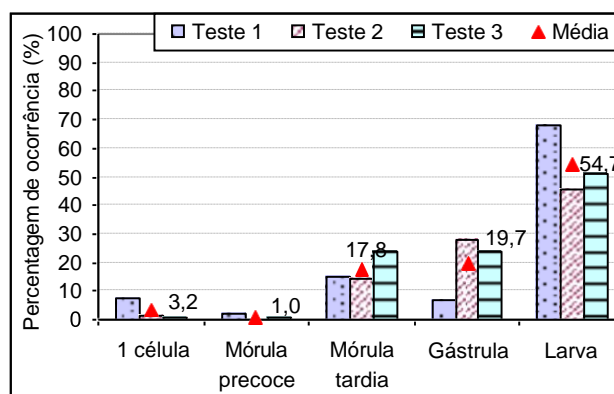


FIGURA 5.64 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de *Ascaris* da Caixa de alimentação (afluente FR), após 28 dias de incubação

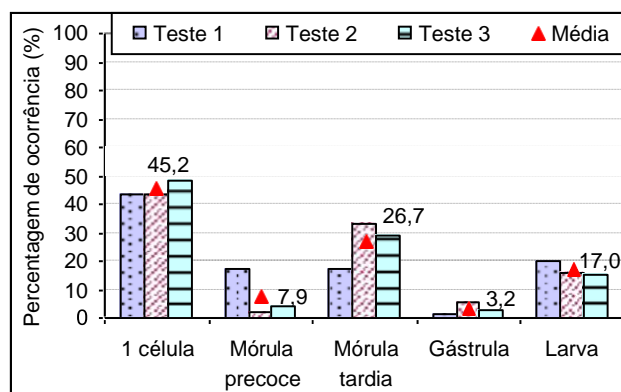


FIGURA 5.65 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de *Ascaris* expostos a 20 s de radiação UV, após 28 dias de incubação

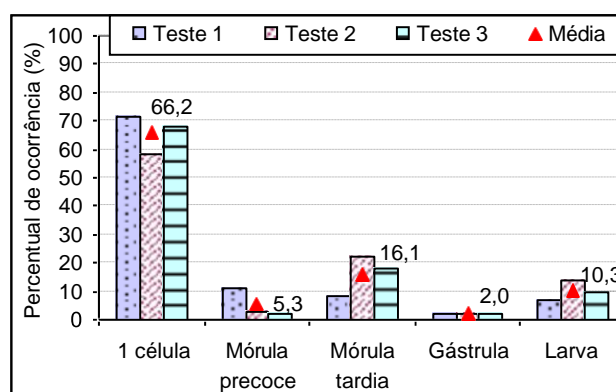


FIGURA 5.66 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de *Ascaris* expostos a 40 s de radiação UV, após 28 dias de incubação

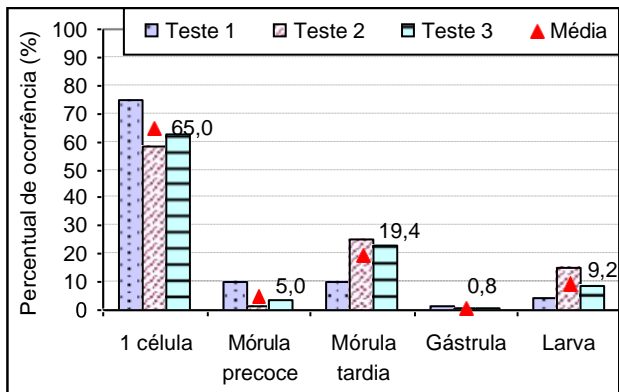


FIGURA 5.67 – Percentagem de distribuição dos diferentes estágios de desenvolvimento dos ovos de *Ascaris* expostos a 60 s de radiação UV, após 28 dias de incubação

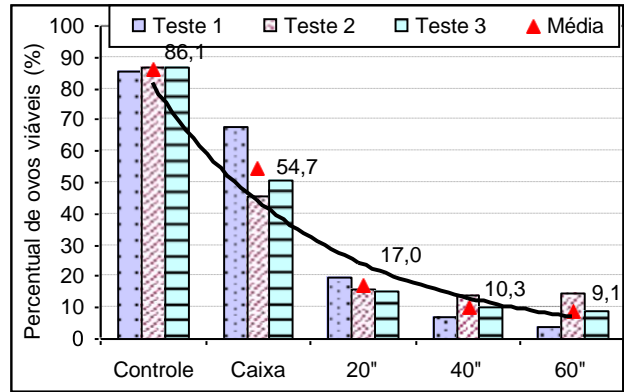


FIGURA 5.68 – Percentagem de viabilidade dos ovos de *Ascaris*, após 28 dias de incubação (no controle, na caixa de alimentação e no efluente do FR após 20, 40 e 60 s de exposição à radiação UV)



FIGURA 5.69 - Estágio de larva



FIGURA 5.70 – Ecloração da larva

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos na presente pesquisa demonstram a aplicabilidade dos fotorreatores para a desinfecção de esgotos tratados. Foram obtidas elevadas eficiências de inativação de coliformes totais e de *Escherichia coli* para as duas situações de aplicação do fotorreator, ou seja, para a desinfecção de efluentes do filtro biológico percolador e do reator UASB. Para ambas as situações, foram observadas eficiências médias de inativação de coliformes totais variando entre 4 e 5 unidades logarítmicas. Para a inativação de *E. coli*, as eficiências médias foram ainda superiores, algumas vezes aproximando-se de 6 unidades logarítmicas.

Ressalta-se que excelentes resultados foram obtidos, também, para baixos tempos de exposição à radiação ultravioleta, variando entre 20 e 40 segundos, correspondentes a doses variando entre 6,7 e 13,6 mW.s/cm², respectivamente, desde que os teores de sólidos suspensos não fossem muito elevados. Para o efluente do FBP, as elevadas eficiências de inativação foram obtidas para teores médios de sólidos suspensos na faixa de 39 a 47 mgSS/L, enquanto que, para o efluente do reator UASB, os teores médios de sólidos suspensos estiveram na faixa entre 62 e 68 mgSS/L.

Deve ser observado que, apesar das elevadas eficiências de inativação em unidades logarítmicas, os resultados em termos de distribuição percentual, considerando 5.000 NMP/100 mL para coliformes totais e 1.000 NMP/100 mL para *Escherichia coli* (limite máximo admitido para corpos d'água de classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA N^o 20, de 18/06/1986), esteve aquém do desejado. Os melhores resultados foram obtidos quando o fotorreator foi aplicado após o FBP, ou seja, quando o afluente apresentou menores concentrações de sólidos suspensos. Para essa situação de aplicação do fotorreator (Etapa 1), 70% dos resultados de inativação de coliformes totais, durante a fase operacional 1, ficaram abaixo de 5.000 NMP/100 mL. Com relação a *Escherichia coli*, os melhores resultados foram nas fases 1 e 3, onde 100% dos resultados ficaram abaixo de 1.000 NMP/100 mL.

Foi observado, também, que a exposição à radiação ultravioleta afetou, significativamente, o desenvolvimento dos ovos de *Ascaris*, sendo que os melhores resultados foram obtidos para tempos de exposição entre de 40 e 60 segundos (doses de 13,6 e 20,3 mW.s/cm², respectivamente), quando aproximadamente 65% dos ovos permaneceram no estágio de célula única e apenas cerca de 10% dos ovos completaram o seu desenvolvimento e conseguiram atingir o estágio de larva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ACHER, A. J., FISHER, E., MAYOR, Y., Desinfecção pela Luz Solar de Efluentes Domésticos para Uso na Agricultura. *Water Research*, 28(5):1153-1160,1994.
- AGUIAR, A.M.S. Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de águas com cor e turbidez moderada. *Dissertação de mestrado*, Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2000, 112 p.
- ARRAS, U. Development of a photoreactor: post-treatment with a combined UV-radiation and ozonation process of UASB effluent. Project: Institute of technical environmental protection – Technical university of Berlin, Germany; Department of sanitary and environmental engineering – Federal university of Minas Gerais, Brazil, 1999, 89 p.
- ATTENBOROUGH, D. A Infinita Variedade. IN: DAVID ATTENBOROUGH : *A Vida na Terra*, 1ª Ed. São Paulo, MARTINS FONTES/EDITORA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, 1981. Cap. 1, p. 11-36.
- BRANCO, S.M. Controle de organismos em águas de abastecimento. IN: SAMUEL MURGEL BRANCO: *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária*, 2ª Ed. São Paulo, CETESB, 1978. Cap. 7, p. 275-315.
- CAMPOS, J.R., PIZZIRANI, J.A., *Desinfecção com Radiação Ultravioleta*. In: 9º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, Belo Horizonte, MG. Universidade de São Paulo – RHEA, 1977. 17 p.
- CAMPOS, J.R., Alternativas para o Tratamento de Esgotos. In: ELISABETE GABRIELA CASTELLANO & FAZAL HUSSAIN CHAUDHRY: *Desenvolvimento Sustentado: Problemas e Estratégias*, 1ª Ed. São Carlos, SP. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 2000. Cap. 6, p. 87-106.
- CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Reatores Anaeróbios. 1ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. Vol. 5, 245 p.
- CHERNICHARO, C.A.L. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Reatores com Biofilme. In: CARLOS AUGUSTO LEMOS CHERNICHARO et al: *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. 1ª Ed. Belo Horizonte, SEGRAC EDITORA, 2001. Cap.4, 171-208 p.

- CHERNICHARO, C.A.L., Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Desinfecção. In: CARLOS AUGUSTO LEMOS CHERNICHARO et al: *Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios*. 1ª Ed. Belo Horizonte, SEGRAC EDITORA, 2001. Cap.7, p. 377-454.
- COIMBRA, J.A.A., Como Você Entende o Meio Ambiente? In: JOSÉ DE ÁVILA AGUIAR COIMBRA: *O Outro Lado do Meio Ambiente*. 1ª Ed. São Paulo, CETESB, 1985. Cap.1, p. 17-39.
- CYNAMON, S.E. In: DEBORA CYNAMON KLIGERMAN: *Esgotamento Sanitário: De Alternativa Tecnológica a Tecnologias Apropriadas – Uma Análise Técnica, Econômica e Social*. ANAIS DO VI SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Florianópolis, 1994. Vol. 1, Tomo II, p. 35-58.
- DANIEL, L.A. *Desinfecção de Esgotos com Radiação Ultravioleta: Fotorreativação e Obtenção de Parâmetros Cinéticos*. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1993. 164 p. (Tese, Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento).
- DANIEL, L.A., CAMPOS, J.R., *Metodologia Simplificada para Determinação de Parâmetros Cinéticos de Desinfecção com Radiação Ultravioleta*. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL – DESINFECÇÃO DE ÁGUAS DE ABASTECIMENTO E RESIDUÁRIAS EM PAÍSES EM DESENVOLVIMENTO, 1, 1993, Belo Horizonte, Brasil. *Anais*. Belo Horizonte: Ed. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES – Seção Minas Gerais, 1993. p. 229-245.
- DI BERNARDO, L. Desinfecção. In: LUIZ DI BERNARDO: *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, 1993. V II, cap. 15, p. 402-498.
- ESPARZA, M.L.C. et al, *Estudio Preliminar de la Remoción de Vibrio cholerae en Aguas Residuales Tratadas Mediante Lagunas de Estabilización*. San Juan de Miraflores, Lima, Perú, 1992. <http://www.cepis.org.pe/eswww/fulltext/repind57/epr/epr.html>.
- EPA, Assessment of the UV Disinfection Process Elements. In: ULTRAVIOLET DISINFECTION TECHNOLOGY ASSESSMENT – EPA 832 R-92-004, Washington, EUA. U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY OFFICE OF WASTEWATER ENFORCEMENT AND COMPLIANCE , 1992. Cap. 1, p. 1-17.
- HARRIS, G. D. et al. Potassium ferrioxalate as chemical actinometer in ultraviolet reactors. *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 113, N^o 3, p. 612-617. June, 1987

- GLAZE, W. H., PEYTON, G. R., LIN, S., HUANG, F. Y. and BURLESON, J. L. (1982). Destruction of pollutants in water with ozone in combination with ultraviolet radiation - 2. Natural trihalomethane precursors, *Environmental Science Technology*, Vol. 16, No. 8, p. 454-458.
- GUYTON, A. C., Controle Genético da Função Celular. In: ARTHUR C. GUYTON: *Fisiologia Humana*, 6ª ED. Rio de Janeiro, EDITORA INTERAMERICANA, 1985. Cap. 4, p. 37-47.
- KONIG, R., *UV Wastewater Disinfection: The Key to the Future*. In: WATER 21 – MAGAZINE OF THE INTERNACIONAL WATER ASSOCIATION, AMBIENTE INDUSTRIAL, April, 2001. London - UK, IWA PUBLISHING, 2001. p. 30-32.
- KOLLNBERGER, G., LIMA, E., *Tecnologias Modernas para Desinfecção de Água e Esgotos – Parte I - Desinfecção por Radiação UV*. In: REVISTA MEIO AMBIENTE INDUSTRIAL, ANO III, Ed. 14, Nº 13. São Paulo, EDITORA TÉCNICA, 1998. p. 37-40.
- LEGRINI, O., OLIVEROS, E. and BRAUN, A. M. (1993). Photochemical processes for water treatment, *Chemical Review*, Vol. 93, p. 671-698.
- MENDONÇA, S.R., Fundamentos del Tratamiento Biológico Aerobio. In: SÉRGIO ROLIM MENDONÇA: *Sistemas de Lagunas de Estabilización – Cómo Utilizar Aguas Residuales Tratadas en Sistemas de Regadio*. 1ª Ed. Colombia, McGraw-Hill, 2000. Cap.5, p. 138- 165.
- METCALF & EDDY. Procesos Unitarios Biologicos. In: METCALF & EDDY: *Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales*. 1ª Ed. Barcelona, Editorial Labor, 1977. Cap.10, p. 391-443.
- METCALF & EDDY. Diseño de Instalaciones para el Tratamiento y Evacuación del Fango. In: METCALF & EDDY: *Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales*. 1ª Ed. Barcelona, Editorial Labor, 1977. Cap.13, p.607-665.
- POS, W.H., CHERNICHARO, C.A.L. & VON SPERLING, M. Industrial wastewater treatment: overview of biotic and abiotica pathways for solvente degradation. In: III Farmatech/ International Conference on Pharmaceutical Technology, Belo Horizonte, 1998, 4 p.
- REYNOLDS, K.A., *Introducción a las Enfermedades Microbianas Propagadas a Través del Agua*. In: AGUA LATINOAMÉRICA – LA REVISTA DE COMERCIO, TECNOLOGÍA Y APLICACIÓN DEL TRATAMIENTO DE AGUA, Vol 1, Nº 2. Arizona, EUA, Willow Springs Publishing, 2001. p.50-51.

- RIBEIRO, M. A., Saúde. IN: MAURÍCIO ANDRÉS RIBEIRO : *Ecologizar – Pensando o Ambiente Humano*, 1ª Ed. Belo Horizonte, RONA EDITORA, 1998. Cap. 4, p. 173-194.
- SOUZA, M.E. & VIEIRA, S.M.M., *Uso do Reator UASB para Tratamento de Esgoto Sanitário*. In: REVISTA DAE – DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ESGOTOS, Vol 46, Nº 145. São Paulo, 1986. p.165168.
- VAN HAANDEL, A., LETTINGA, G., *Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um Manual para Regiões de Clima Quente*. Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, Brasil / Universidade Agrícola de Wageningen, Holanda. 1ª Ed. Campina Grande, EDITORAÇÃO ELETRÔNICA, 1994. 245 p.
- VIANNA, M.R. Tratamentos Complementares - Desinfecção. IN: MARCOS ROCHA VIANNA: *Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água*, 3ª Ed. Belo Horizonte, IMPRIMATUR , 1997. Cap. 11, p. 478-487.
- VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 2ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. Vol. 1, 243 p.
- VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos. 1ª Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. Vol. 2, 211 p.
- WRIGHT, H.B, CAIRNS, W.L., *Desinfección de Agua por Medio de Luz Ultravioleta*. In: SIMPOSIO REGIONAL SOBRE CALIDAD DEL AGUA: DESINFECCIÓN EFECTIVA, 1998, Lima, Peru. *Calidad del Agua: Desinfcción Efectiva*. Ed. (?), 1998. p. 1-28.